

Deutscher Waldbodenbericht 1996

**Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald
von 1987 - 1993 (BZE)**

Band 1

**Stand: 2007 (Da teilweise Werte neu berechnet werden mussten,
können Werte von der ursprünglichen Version 1996 abweichen.
Dies hat jedoch keine Auswirkungen auf die Ergebnisse des
Waldbodenberichtes)**

Herausgeber:	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) Rochusstr. 1, 52123 Bonn Referat 615 Telefax: 0228 / 529-4262	
Text:	B. Wolff, W. Riek, mit Beiträgen von: R. Baritz und P. Hennig Bund-Länder- Arbeitsgruppe BZE	Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde
Datenmanagement:	P. Hennig	Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde
Karten:	D. Fenske	Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde
Kartenprojektion:	T. Hass	Forstliche Forschungsanstalt Eberswalde e.V.
Druck:	Dezember 1996, BML	

Inhaltsverzeichnis

Summary / Hauptergebnisse

1.	Einleitung.....	1
2.	Zielsetzung.....	3
3.	Organisation / Kosten	4
4.	Methodik.....	5
4.1	Stichprobenverfahren	5
4.1.1	Erhebungsnetz.....	5
4.1.2	Repräsentanz	7
4.1.3	Wichtung.....	8
4.2	Aufnahmemethodik	11
4.2.1	Allgemeine Daten	11
4.2.2	Bodenkundliche Profilaufnahme und Beprobung.....	11
4.2.3	Entnahme der Nadel-/Blattproben	13
4.2.4	Terrestrische Kronenzustandsansprache	15
4.3	Analyseverfahren.....	15
4.3.1	Ringanalysen.....	15
4.3.2	Labormethoden Humusaufgabe	16
4.3.3	Labormethoden Mineralboden	18
4.3.4	Labormethoden Nadel-/Blattproben	20
4.3.5	Homogenität der Grundinformation	22
4.4	Datenmanagement	24
4.5	Auswertungskonzept	25
4.5.1	Stichprobenumfang / Gewichtung	25
4.5.2	Substratgruppen	26
4.5.3	Thematische Karten	27
4.5.4	Klassifizierung / Bewertung	27
5.	Ergebnisse.....	28
5.1	Allgemeine Daten	28
5.2	Ergebnisse der Bodenanalysen	33
5.2.1	Bodenreaktion	34
5.2.2	Humusstatus	40
5.2.3	Kationenaustauschverhältnisse	57

5.2.4	Elementvorräte	71
5.2.4.1	Elementvorräte im Wurzelraum.....	72
5.2.4.2	Nährelementvorräte in der Humusauflage	80
5.2.5	Schwermetalle.....	89
5.3	Ergebnisse der Nadel- / Blattanalysen	99
5.3.1	Fichte	101
5.3.1.1	Hauptnährelemente Fichtennadeln (N, P, K, Ca, Mg).....	101
5.3.1.2	Spurennährelemente Fichtennadeln (Mn, Fe, Cu, Zn)	113
5.3.1.3	Andere Elemente Fichtennadeln (Si, Na, S, Cl, Cd, Pb)	118
5.3.2	Kiefer	120
5.3.2.1	Hauptnährelemente Kiefernadeln (N, P, K, Ca, Mg).....	120
5.3.2.2	Spurennährelemente Kiefernadeln (Mn, Fe, Cu, Zn)	129
5.3.2.3	Andere Elemente Kiefernadeln (Si, Na, S, Cl, Cd, Pb)	132
5.3.3	Buche	134
5.3.3.1	Hauptnährelemente Buchenblätter (N, P, K, Ca, Mg)	134
5.3.3.2	Spurennährelemente Buchenblätter (Mn, Fe, Cu, Zn).....	136
5.3.3.3	Andere Elemente Buchenblätter (Si, S, Cl, Cd, Pb)	137
5.3.4	Zusammenschau.....	138
5.4	Ergebnisse der Kronenzustandsansprache	146
6.	Diskussion.....	152
6.1	Validität der Ergebnisse.....	152
6.2	Zustand der Waldökosysteme	153
6.3	Maßnahmen	167
7.	Ausblick	168
8.	Zusammenfassung	170
9.	Literaturverzeichnis	175
10.	Glossar	180

Anhang

Summary

In addition to the annual nation-wide forest damage survey, a **national forest soil inventory** was conducted in Germany between 1987 and 1993. The forest soil inventory was designed above all to investigate the current condition of forest soils, to reveal possible changes in the soil chemical properties in connection with atmospheric inputs, and to derive necessary measures for the conservation and improvement of the soil status of forest ecosystems. The distribution of sampling points followed the grid of the forest damage survey (at least 8x8 km). In addition to chemical soil data, supplementary analyses of needles/leaves were examined. The main results can be summarised as follows:

- The data show a wide-ranging acidification and advanced leaching of base cations in the upper soil of almost all parent materials. Furthermore, there is a clear trend towards an increasing similarity of the chemical condition of the upper forest soil on a low level. Only sites with superficial carbonats (limestone, marl) are not yet noticeably affected.
- The discrepancies between pH-values, C/N-ratios and humus form indicate that the transformation processes in forest soils are eclipsed by atmospheric inputs of acidification as well as nitrogen deposition.
- Due to the deposition of strong mineral acids - especially in podsollic, quartziferous soil types these acids can hardly be neutralised according to small buffer capacities - a risk for the quality of ground- and spring water at certain hydrogeological underground conditions can no longer be excluded.
- The wide-ranging strain of forest soils by atmospheric pollution is also indicated by the heavy metal concentrations in the organic layers. At 25 % resp. 38 % of the survey plots, the amounts of Pb resp. Cu accumulated in the organic material reach concentrations that are potentially toxic for soil organisms. Considering the low pH-values in the top soils, it must be assumed that significant parts of the more mobile heavy metals (Zn, Cd) are already percolated into deeper mineral layers.
- Especially for sites with low nutrient supply and unfavourable humus form, the utmost part of plant available nutrients was found in the organic layers, which can be considered as an extremely delicate and endangered nutrient pool. In combination with simultaneous losses of base cations in the mineral layers, the affected forest ecosystems enter phases with increasingly unstable nutrient supplies.
- Regarding the nutritional situation, the needle/leave analyses of the tree species spruce, pine and beech especially in the northern parts of Germany showed that N-oversupply and resulting imbalanced nutrient ratios (N/P, N/K, N/Mg) occurred. Low and extremely low P-concentrations are fairly common. Signs for Mg-deficiency go mostly together with sandstone sites in the low mountain ranges.
- The S-concentrations in pine needles and beech leaves indicate a significant influence of atmospheric pollutants. 59 % of the analysed spruce stands show S-concentrations in needles that exceed the natural amounts and can therefore be regarded as affected by S-depositions as well.
- The examination of the crown condition data led towards two major groups of endangered sites. One of them includes sites with carbonatic parent material, mostly soil type rendzina with humus form mull. On these sites, especially forest damage symptoms of coniferous trees are increased. On the other hand, especially broad-leaved trees are influenced on podsollic sites on pleistocene sands with humus form mor.

Hauptergebnisse

Zur Beurteilung des Zustandes immissionsbeeinflusster Waldökosysteme wurde in Ergänzung zur jährlichen terrestrischen Waldschadenserhebung (WSE) im Zeitraum 1987 - 1993 eine **bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)** durchgeführt. Aus den BZE-Daten (standortkundliche / bodenchemische Kennwerte, Nadel-/ Blattgehalte, Kronenzustandsdaten) von ca. 1800 Stichprobenpunkten im systematischen 8x8 km-Grundraster lassen sich folgende Hauptaussagen ableiten:

- Es besteht eine flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden sowie eine Tendenz zur Nivellierung des chemischen Oberbodenzustandes auf niedrigem Niveau. Noch nicht merklich betroffen sind lediglich Böden mit oberflächlich anstehenden Carbonaten (Kalkstein, Mergel).
- Aus den zu beobachtenden Disharmonien zwischen pH-Wert, C/N-Verhältnis und Humusform ist zu schließen, daß die Transformationsprozesse der Böden durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff überlagert werden.
- Durch die Deposition starker Mineralsäuren, für deren Neutralisation insbesondere in den podsollierten Böden quarzreicher Substrate häufig nur noch geringe Pufferreserven zur Verfügung stehen, kann eine Gefährdung des Grund- und Quellwassers bei entsprechenden hydrogeologischen Verhältnissen im Untergrund nicht mehr ausgeschlossen werden.
- Die großräumige Immissionsbelastung der Waldböden zeigt sich auch bei der Betrachtung der Schwermetallgehalte im Auflagehumus. Die im Humus akkumulierten Blei- und Kupfergehalte erreichen für die Bodenorganismen potentiell toxische Konzentrationen auf 25 % bzw. 38 % der BZE-Punkte. Bei den mobileren Schwermetallen Zink und Cadmium ist davon auszugehen, daß auf den versauerten Standorten größere Mengen bereits in den Mineralboden verlagert worden sind.
- Insbesondere bei denjenigen Standorten, die sich durch Nährstoffarmut und ungünstige Humusformen auszeichnen, befindet sich der überwiegende Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährelementvorrates derzeit in der Humusaufgabe und stellt hier einen besonders labilen und gefährdeten Nährstoffpool dar. Durch die gleichzeitig zu beobachtende Basenauswaschung aus dem Mineralboden geraten die betroffenen Bestände in eine zunehmend instabile Versorgungssituation.
- Bei der Bewertung der Ernährungssituation von Fichte, Kiefer und Buche anhand von Nadel-/ Blattanalysedaten deuten sich vor allem im nördlichen Teil Deutschlands eine Stickstoffüberernährung und dadurch bedingte disharmonische Nährelementverhältnisse (N/P, N/K, N/Mg) an. Geringe und sehr geringe Phosphorgehalte sind in allen Gebieten verbreitet. Anzeichen für Magnesiumunterversorgung treten schwerpunktmäßig in den Mittelgebirgslagen insbesondere auf Sandstein auf.
- Die Schwefelgehalte in den Assimilationsorganen der Kiefern und Buchen weisen für alle untersuchten Punkte einen deutlichen Immissionseinfluß nach. Auch 59 % der Fichtenbestände überschreiten die natürlichen Schwefelgehalte, so daß auch bei diesen von einer Schwefel-Immissionseinwirkung auszugehen ist.
- Die Auswertung der Kronenzustandsdaten weist zwei potentielle Risikogruppen aus. Dies sind einerseits die Standorte auf carbonathaltigem Ausgangsmaterial, auf denen sich Rendzinen mit der Humusform Mull entwickelt haben. Hier treten erhöhte Schäden v.a. bei Nadelbäumen auf. Andererseits finden sich starke Schäden bei Nadel- und besonders bei Laubbaumbeständen auf Podsol-Standorten auf pleistozänem Sand mit Rohhumus.

1. Einleitung

Der Wald ist in Deutschland bis auf wenige Extremstandorte (z.B. Moore, Felspartien) die ursprüngliche Vegetationsform. Von Natur aus dominieren im atlantisch getönten, westlichen Bereich die Buchen- und Buchenmischwälder, während in den niederschlagsarmen, sommerwarmen Gebieten Ostdeutschlands Eichenwaldgesellschaften überwiegen. Gegenüber diesen Laubwaldgesellschaften nehmen Nadelwälder aus Fichte, Tanne oder Kiefer nur einen geringen Anteil (ca. 10 %) an den natürlichen Waldgesellschaften ein. Ihr Areal ist von Natur aus auf wenige montane bis hochmontane (Fichte, Tanne), subalpine (Fichte) bzw. trockene, nährstoffarme (Kiefer) Regionen beschränkt.

Mit rund 10.7 Millionen Hektar bzw. etwa einem Drittel der Landesfläche ist der Wald auch heute noch die am weitesten verbreitete, naturnächste Landnutzungsform Deutschlands. Vor allem durch Rodungen für landwirtschaftliche Zwecke wurden die Wälder jedoch bereits im Mittelalter von den besseren Standorten verdrängt. Auch die verbliebenen Laubwälder erfuhren durch die jahrhundertelange Nutzung Veränderungen, die sich sowohl in der Bestandsstruktur als auch den Bodenkennwerten niederschlagen. Die heutige Waldverteilung Deutschlands ist durch die großflächigen Aufforstungen gerodeter oder devastierter Flächen mit Kiefern und Fichten geprägt. Nadelbaumforsten - vor allem aus Fichten (33 %) oder Kiefern (28 %) - nehmen jetzt etwa 60 % der gesamten Waldfläche ein. Buchen- und Eichenwälder stocken dagegen nur noch auf 14 % bzw. 9 % der Waldfläche (BML 1992). Bedingt durch die infolge der Reparationshiebe notwendigen Nachkriegsaufforstungen überwiegen vielerorts Jungbestände der Altersklassen 2 (21-40 Jahre) und 3 (41-60 Jahre).

Alle, auch die wenigen von der Vegetation her anscheinend natürlichen Wälder sind anthropogenen Belastungen (z.B. Luftschadstoffen) ausgesetzt und dadurch mehr oder weniger stark beeinflusst. Durch die Fähigkeit zur Selbstregulation sind Waldökosysteme in einem gewissen Rahmen in der Lage, Störungen - wie z.B. Witterungsextreme - ohne sichtbare Veränderungen der Struktur und Funktionsweise auszugleichen. Die Forstwirtschaft ist bestrebt, durch eine möglichst schonende, naturnahe Waldbewirtschaftung die Stabilität der Waldökosysteme zu sichern und zu fördern sowie deren Selbstregulationsfähigkeit dort wiederherzustellen, wo sie aufgrund zu starker Belastungen zerstört wurde. Für einen Großteil der deutschen Wälder muß davon ausgegangen werden, daß diese Fähigkeit zur Selbstregulierung beeinträchtigt ist, denn seit Mitte der 70er Jahre treten in Deutschland großflächig Kronenverlichtungen von ungewöhnlichem Ausmaß auf. Um den Waldzustand anhand verschiedener Indikatoren (Kronen-, Boden-, Ernährungszustand, u.a.) zeitnah erfassen und die Ursachen der beobachteten Schäden besser einschätzen zu können, wurde ein **umfassendes Umweltmonitoring im Wald** aufgebaut (vgl. Tab.1).

Auf einem systematischen Gitternetz mit einer Dichte von mindestens 16x16 km werden seit 1984 jährlich bundesweit vergleichbare Daten zum aktuellen **Kronenzustand** erhoben (**Waldschadenserhebung Level I, WSE**). Während zu Beginn der Waldschadenserhebung die Nadelbäume, insbesondere die Tanne und Fichte, wesentlich höhere Anteile deutlich geschädigter Bäume aufwiesen als die Laubbäume, hat sich seit 1987 ein umgekehrter Trend eingestellt. Der aktuelle Bestand an deutlich geschädigten Laubbäumen (30 %) ist heute merklich höher als der der Nadelbäume (21 %) (BML 1995). Ungeachtet regional unterschiedlicher Entwicklungen sind für weite Teile Deutschlands weiterhin spürbare Schädigungen von Waldökosystemen zu beobachten.

Die Ergebnisse zahlreicher interdisziplinärer Forschungsprogramme führten zu dem Schluß, daß es sich bei den auftretenden Baumschäden um die sichtbaren Symptome einer komplexen

Walderkrankung handelt, deren multifaktorielles Ursachengefüge sowohl biotische als auch abiotische Komponenten umfaßt. Eine Schlüsselrolle spielen die in die Wälder eingetragenen Luftschadstoffe, deren Wirkungswege sich entsprechend den standörtlichen Bedingungen unterscheiden (FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN/LUFTVERUNREINIGUNGEN 1989). Sie können direkt über die Blätter / Nadeln oder indirekt, d.h. über den Boden auf die Waldökosysteme einwirken. Insbesondere beim indirekten Wirkungspfad kann die Ausbildung von Schadsymptomen oft in einem erheblichen zeitlichen Abstand auf die schädigenden Ereignisse folgen. **Von den Filter-, Puffer- und Transformatoreigenschaften der Böden hängt es letztlich ab, ob die im Laufe der Zeit im Ökosystem akkumulierten Fremdstoffe zu Störungen der Biozönose und ökosystemaren Prozesse (Waldschäden) sowie zu Beeinträchtigungen benachbarter Systeme (z.B. des Grund- und Quellwassers) führen. Daher stellen standorts- und bodenkundliche Untersuchungen eine wichtige Komponente für die Analyse von Ursachen und Ausmaß der immissionsbedingten Veränderungen der Waldökosysteme dar.**

Es ist unumstritten, daß in den letzten Jahrzehnten in Deutschland (lokal unterschiedlich stark) beschleunigte bodenchemische Veränderungen stattgefunden haben. (ULRICH et al. 1979, VON ZEZSCHWITZ 1985, HILDEBRAND 1986, ROST-SIEBERT 1986, MATZNER 1987). Diese im Vergleich zur äußerlich erkennbaren Schädigung der Waldbäume unsichtbaren Veränderungen der Bodeneigenschaften können die Stabilität der aufstockenden Waldbestände maßgeblich beeinträchtigen. Weil sich die Veränderungen bedeutsamer bodenchemischer Eigenschaften i.a. noch nicht in der Ausbildung morphologischer Ansprachekriterien äußern, muß sich eine Beurteilung der Standortseigenschaften auf meßbare chemische Parameter stützen.

Um die Rolle des Bodens im Zusammenhang mit den Immissionsbelastungen der Waldökosysteme regional differenziert beurteilen zu können, wurde daher in Ergänzung zur jährlichen Waldschadenserhebung auf denselben Stichprobenpunkten im Zeitraum von 1987 bis 1993 eine bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführt.

Im Rahmen des umfassenden Umweltmonitorings im Wald wird neben den **Erhebungen im systematischen Netz (Level I bzw. WSE/BZE)** zusätzlich auf derzeit 88 ausgesuchten Standorten ein intensives **Dauerbeobachtungsflächenprogramm (Level II)** durchgeführt, um die Ursachen-Wirkungsbeziehungen zwischen den Waldökosystemen und den sie schädigenden Faktoren besser untersuchen zu können. Neben kontinuierlichen Messungen von Depositionen und meteorologischen Kennwerten werden dabei in unterschiedlichen zeitlichen Abständen auch Analysen des Bodenzustandes, des Bodensickerwassers, der Ernährungssituation, des Zuwachsverhaltens, der Waldbodenvegetation sowie Ansprachen des Kronenzustands vorgenommen.

Die BZE steht zu den übrigen Systemen des Umweltmonitorings im Wald in dem in Tab.1 dargestellten Zusammenhang. Nur in der Zusammenschau von prozeßorientierten Meßdaten mit hohem Informationsgehalt aber geringer Flächenrepräsentanz (Level II) und flächenrepräsentativen Inventuren von Schätz- und Meßgrößen, die mit vergleichsweise geringem Aufwand erhoben werden können (Level I), ist es möglich, Regionalisierungsansätze zu entwickeln und praktische Meliorationsmaßnahmen zu planen. **Alle in Tab.1 dargestellten Untersuchungen der unterschiedlichen Intensitätsstufen (Level I und II) sind als unverzichtbarer Bestandteil eines umfassenden Umweltmonitorings im Wald zu verstehen.**

**Tab.1: Elemente des bundesweiten Umweltmonitorings im Wald
(Waldschadensmonitoring)**

<i>Intensitäts- stufe</i>	<i>Inventur</i>	<i>Zeitl. / räuml. Auflösung</i>	<i>Zielgröße</i>	<i>Interpretationsmöglichkeit</i>
Flächen- inventur (Level I)	WSE	jährlich, mind. 16x16 km-Raster (ca. 420 Punkte), z.T. Verdich- tungen	Kronenzustand	- repräsentative Trends des Kronen- zustandes für Hauptbaumarten ge- trennt nach Ländergruppen und z.T. nach Wuchsgebieten (Vollerhebung)
	BZE	alle 10-15 Jahre, mind. 8x8 km- Raster, z.T. Verdichtungen (ca. 1800 Punkte)	Elementgehalte in Nadeln und Blättern	- räumliche Muster der Versorgung mit Makronährelementen - in Verbindung mit bodenchemi- schen, geolog. /standortkundlichen Informationen und Depositionsan- gaben sind kausalanalytische Interpretationsansätze möglich
			bodenchemische Kapazitäts- und Intensitäts- parameter	- Erkennung räumlicher Muster bodenchemischer Zustandsgrößen - in Verbindung mit externen Daten kausalanalytische Interpretationsan- sätze möglich - nach Wiederholungsaufnahme ist die Veränderung von Standorten ab- leitbar
Fallstudien (Level II)	Dauer- beobach- tungs- flächen	wöchentlich - jährlich, z.T. kontinuierlich (88 Flächen)	zusätzlich zu Level I: Stoffeinträge mit dem Niederschlag, Stoffflüsse im Bodenwasser	- ereignisbezogene, prozeßorientierte Erkennung von ökosystemaren Schlüsselprozessen und Verände- rungstendenzen

2. Zielsetzung

Die BZE findet in Deutschland als bundesweite systematische Stichprobenerhebung in der Regel auf der Grundlage des Stichprobenrasters statt, das auch bei der Waldschadenserhebung (WSE) angewendet wird.

Den **Anlaß** zur Durchführung der BZE gaben folgende Faktoren:

- Bedarf an bundesweit vergleichbaren, d.h. methodisch einheitlich erhobenen Boden- und Standortsinformationen zur Validierung von Ergebnissen der Waldschadensforschung
- Notwendigkeit der Überprüfung von Befunden neuerer Bodenuntersuchungen, wonach sich die bodenchemischen Eigenschaften als vom atmogenen Eintragsgeschehen überprägt erwiesen und eintragsbedingte Bodenzustandsveränderungen anscheinend innerhalb weniger Jahrzehnte erfolgt sind (z.B. Diskrepanz zwischen humusmorphologischen und analytischen Kennwerten, pH-Wert-Absenkungen u.a.)

Die **Ziele** der BZE sind im einzelnen in der Arbeitsanleitung der Bund-/Länder-Arbeitsgruppe "BZE" zusammengefaßt (BML 1990). Danach soll die BZE in Ergänzung zur Waldschadenserhebung relevante und bundesweit vergleichbare Informationen liefern

- über den aktuellen Zustand der Waldböden und deren Veränderung im Laufe der Zeit in Verbindung mit dem aktuellen Kronenzustand der Waldbäume (Anbindung an das Waldschadenserhebungsnetz)
- für eine bessere Übertragbarkeit der Ergebnisse der Waldbodenforschung auf größere Waldflächen
- als Beitrag zur Identifizierung von Ursachen der Veränderungen des Bodenzustandes sowie des Einflusses von Depositionen
- zur Einschätzung von Gefahren, die sich für den derzeitigen Waldbestand und für die nächste Waldgeneration aus dem Bodenzustand ergeben
- zur Einschätzung von Risiken für die Qualität von Grund-, Quell- und Oberflächenwasser
- zur Planung und Durchführung von notwendigen Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung des Bodenzustandes sowie des Nährstoffangebotes im Boden und der Nährstoffaufnahme durch die Baumwurzeln.

Mit der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald stehen erstmalig vergleichbare chemische Bodenanalysen flächendeckend für ganz Deutschland zur Verfügung. Die BZE dokumentiert den aktuellen Waldbodenzustand und liefert v.a. im Zusammenhang mit Wiederholungsinventuren repräsentative Informationen über das Ausmaß und die Verbreitung möglicher Bodenveränderungen. Auf dieser Grundlage läßt sich ableiten, inwiefern der Waldboden seine Funktion im Stoffkreislauf der Waldökosysteme erfüllt. Gleichzeitig stellt die BZE durch das breite Spektrum der erfaßten Parameter, die sich nur mittelfristig ändern, eine gute Grundlage zur Überprüfung der anhand von Fallstudien (z.B. Level II) entwickelten bodenkundlichen Hypothesen der Waldschadensforschung dar.

Der vorliegende **Inventurbericht** enthält nicht alle Informationen, die aus dem umfangreichen Datensatz abzuleiten wären. Schwerpunktmäßig werden die wichtigsten in der Fachliteratur diskutierten Kennwerte für den Boden- und Ernährungszustand der Waldbestände interpretiert. Für die Analyse immissionsbedingter Bodenveränderungen ist es erforderlich, nicht nur flächenbezogene Durchschnittswerte einzelner Bodenparameter vergleichend gegenüberzustellen, sondern die Häufigkeitsverteilungen integrativer Kenngrößen statistisch zu erfassen. Vertiefende, regionale Betrachtungen finden sich bereits jetzt in den Berichten der Bundesländer, eine integrierende Auswertung auf nationaler Ebene ist in Vorbereitung.

3. Organisation / Kosten

Entsprechend dem föderalen Staatsaufbau in Deutschland erfolgten die Beprobung, die laboranalytische Untersuchung der Bodenproben sowie die Auswertung der daraus resultierenden Daten für jedes Bundesland getrennt durch die jeweiligen Forstverwaltungen und deren Forschungsinstitutionen. Die Ergebnisse liegen zum Teil bereits in Form von Länderberichten vor. Eine Auswahl elementarer Daten wurde zur bundesweiten Auswertung von den Ländern an das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten übermittelt. Diese Daten wurden zentral bei der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft / Institut für Forstökologie und Walderfassung gespeichert, verwaltet und länderübergreifend

analysiert. Die abschließende bundesweite Bewertung der BZE-Ergebnisse erfolgte in enger Zusammenarbeit mit den Bundesländern sowie dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten durch die Bund-/Länder-Arbeitsgruppe „BZE“.

Die Kosten für die Datenerhebung und Analytik wurden durch die Landesforstverwaltungen getragen, einzelne Länder konnten eine Förderung durch die EU oder die Bundesanstalt für Arbeit in Anspruch nehmen. In Abhängigkeit von den geographischen Voraussetzungen und den analysierten Merkmalen sind die Kosten für den Beprobungs- und Analyseaufwand je BZE-Punkt sehr unterschiedlich. Als grober Richtwert kann ein Betrag von 5000 - 6000 DM je BZE-Punkt angenommen werden. Bezogen auf das Grundraster von 8x8 km errechnet sich mithin für die Erhebung der obligatorischen BZE-Informationen ein finanzieller Aufwand von ca. 10 Mio. DM.

Um auch auf Bundeslandebene einen umfassenden repräsentativen Datenbestand zu sichern, entstanden für verschiedene Länder zusätzliche Kosten aus der Verdichtung des Stichproben-netzes und der Erweiterung des Erhebungsspektrums.

Bei der Bewertung der Kosten muß berücksichtigt werden, daß die im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung durchgeführten Arbeiten erstmals in einen bundesweit vergleichbaren bodenchemischen Datensatz mündeten, der bereits für viele Fragestellungen als Referenz genutzt wird. Methodische Untersuchungen im Vorfeld der BZE führten in Verbindung mit vielfältigen Ringanalysen zur Harmonisierung forstbodenkundlicher Beprobungs- und Analyseverfahren. Die BZE-Arbeitsanleitung wird mittlerweile häufig als Standard für die Durchführung forstbodenkundlicher Untersuchungen herangezogen. Neben dem Aufbau einer einheitlichen Bodendatenbank hat die BZE somit eine methodische Weiterentwicklung forstlicher boden- und standortkundlicher Verfahren in Gang gesetzt.

4. Methodik

4.1 Stichprobenverfahren

4.1.1 Erhebungsnetz

Die bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) ist eine systematische Stichprobenerhebung. Das Beprobungsraster der BZE orientiert sich an den Gauß-Krüger-Koordinaten und erstreckt sich über die gesamte Waldfläche Deutschlands. Eine Vorstratifizierung nach feldbodenkundlichen Merkmalen wurde nicht vorgenommen, weil nicht mehr uneingeschränkt vorausgesetzt werden kann, daß die feldbodenkundlichen Einheiten mit den bodenchemischen Eigenschaften korrelieren. Die Mindestdichte der Erhebungspunkte beträgt 8x8 km. Der Umfang der gesamten BZE-Stichprobe in Deutschland beträgt 1800 Punkte.

Um sicherzustellen, daß eine integrative Auswertung von Bodendaten, Nadel-/ Blattanalysen und Kronenzustandsansprachen möglich ist, wurde die BZE i.d.R. als eine Unterstichprobe in das Gitternetz der WSE (4x4 km) eingehängt. Somit sind die Stichprobenpunkte der BZE i.a. identisch mit denen der WSE und der Immissionsökologischen Waldzustandserfassung (IWE). Die BZE ist außerdem an das 16x16 km-Raster der europaweiten Waldschadens-

erhebung gekoppelt, wodurch zusätzliche Auswertungsmöglichkeiten der BZE-Daten auf europäischer Maßstabsebene bestehen (RIEK & WOLFF 1996).

Die Beprobung der BZE-Punkte wurde im Zeitraum von 1987 (Bayern) bis 1993 (neue Bundesländer) durchgeführt. Die umfangreichen chemischen Analysen der Proben sowie die Prüfung und Zusammenführung der Daten haben eine frühere Veröffentlichung der bundesweiten BZE-Ergebnisse nicht ermöglicht. Im Inventurzeitraum kurzfristig wirksame Ereignisse wurden daher in Abhängigkeit vom Inventurjahr unterschiedlich stark erfaßt. Während dies bei den bodenchemischen Daten weitgehend unbedeutend ist, können die unterschiedlichen Probennahmezeitpunkte einen Einfluß auf die Nadel-/ Blattelementgehalte haben. **Zur Analyse der zeitlichen Veränderung des Bodenzustandes sind Wiederholungsaufnahmen in angemessenen Zeitintervallen erwünscht.**

Die Entnahme, Aufbereitung und Analyse der Bodenproben erfolgte eigenständig durch die Bundesländer bzw. beauftragten Labors nach den in der Arbeitsanleitung der Bund-/ Länder-Arbeitsgruppe "BZE" definierten Anweisungen (BML 1990). Da bereits zum Zeitpunkt der Erstellung der BZE-Arbeitsanleitung in einigen Bundesländern die Vorbereitungen für die BZE weit fortgeschritten bzw. die Außenaufnahmen und Bodenprobenentnahmen schon abgeschlossen waren, bestehen innerhalb Deutschlands methodische Abweichungen von der gemeinsamen Arbeitsanleitung. Im folgenden soll daher ausführlich auf die Vergleichbarkeit der Daten eingegangen werden. In der nachfolgenden Zusammenstellung sind die BZE-Standardverfahren sowie die relevanten bundeslandspezifischen Modifikationen aufgeführt.

Bei der **Festlegung der Beprobungspunkte im Gelände** kam es zu folgenden systematischen (länderspezifischen) Abweichungen der tatsächlichen von der theoretischen Lage aufgrund des vorgegebenen Beprobungsrasters:

- In *Baden-Württemberg* entsprechen die Erhebungspunkte nicht denen der bundes- bzw. europaweiten terrestrischen Waldschadensinventur (WSE) sondern sind identisch mit denjenigen der nationalen „Immissionsökologischen Waldzustandserfassung“ (IWE). Das gesamte Raster der IWE ist um ca. 4 km zum WSE-Raster verschoben. Die Auswahl der IWE reduziert sich auf die über 60-jährigen Nadelwaldbestände (Fichte, Tanne) des Landes. Es liegen für diese Bestände Ernährungs-, Belastungs- und Zuwachsdaten aus den Jahren 1983, 1988 und 1994 vor. Für den Fall, daß ein Soll-Meßpunkt dieses Rasters in einem Laubbaumbestand gelegen war, wurde nach einem Zufallsprinzip ein maximal 500 m entfernt gelegener Nadelbaumbestand ermittelt und beprobt. Die tatsächlichen Punktkoordinaten in Baden-Württemberg weisen mithin eine Ungenauigkeit von +/- 500 m auf. Die Reduktion der Untersuchungen auf Nadelbaumbestände dürfte ferner eine gewisse Verzerrung der Stichprobe Baden-Württembergs hinsichtlich bodenchemischer Kennwerte, die besonders von Bestandeseinflüssen (z.B. Streufall) gesteuert werden, zur Folge haben.
- *Nordrhein-Westfalen* berichtet, daß aufgrund der Kriterien für die Auswahl der WSE-Bestände einerseits und die Anlage der BZE-Aufnahmefläche andererseits zwangsläufig der Mittelpunkt der BZE-Stichprobe in gewissen Grenzen vom Sollmeßpunkt abweicht (Diagonalverfahren, vgl. BML, 1994, S. 11). Im Durchschnitt liegt die BZE-Profilgrube um 98.5 m von ihrem Sollmeßpunkt entfernt.
- An einigen Soll-Rasterpunkten mußte von einer Beprobung abgesehen werden, da sie nicht zugänglich waren (z.B. Punkte in militärischem Sperrgebiet).

Alle Abweichungen vom Sollmeßpunkt wurden in der Lageskizze des Aufnahmeprotokolls dokumentiert.

Tab.2 gibt für die einzelnen Bundesländer die Anzahl derjenigen Stichprobenpunkte wieder, die in die bundesweite BZE-Auswertung eingeflossen sind.

Tab.2: Waldfläche und Anzahl der BZE-Stichprobenpunkte für die bundesweite Auswertung

<i>Bundesland</i>	<i>Kürzel</i>	<i>Landes- fläche (km²)</i>	<i>Waldfläche (Tsd. ha)</i>	<i>Waldanteil (%)</i>	<i>Anzahl der BZE- Punkte</i>
Schleswig-Holstein	SH	15 727	155	10	43
Hamburg	HH	755	4	5	4
Niedersachsen	NI	47 438	1 068	23	192
Bremen	HB	404	8	2	4
Nordrhein-Westfalen	NW	34 067	860	25	140
Hessen	HE	21 114	881	42	139
Rheinland-Pfalz	RP	19 847	771	39	143
Baden-Württemberg	BW	35 741	1 353	38	177
Bayern	BY	70 553	2 526	36	424
Saarland	SL	2 568	90	35	73
Berlin	BE	889	17	19	4
Brandenburg	BB	29 479	993	34	144
Mecklenburg-Vorpommern	MV	23 415	499	21	84
Sachsen	SN	18 407	495	27	68
Sachsen-Anhalt	ST	20 444	474	23	66
Thüringen	TH	16 181	510	32	95
<i>gesamt</i>		<i>356 625</i>	<i>10 696</i>	<i>30</i>	<i>1 800</i>

4.1.2 Repräsentanz

Im Zusammenhang mit dem eingesetzten Stichprobenverfahren stellt sich die Frage nach der Flächenrepräsentativität der aus diesem Beprobungsraster resultierenden Stichprobe.

In *Rheinland-Pfalz* wurde bereits vor der Auswahl der BZE-Probeflächen auf der Grundlage der Gesamtstichprobe der terrestrischen Waldzustandserhebung diejenige Unterstichprobe ausgewählt, welche das gesamte Standortsspektrum des Landes, die Baumarten- und Altersklassenverteilung sowie die Schadstufenanteile (getrennt nach Beständen unter bzw. über 60 Jahren) am besten repräsentiert (BLOCK et al. 1991).

Einzelne nach der systematischen Stichprobenauswahl durchgeführte Untersuchungen auf regionaler Ebene weisen ebenfalls darauf hin, daß das 8x8 km-Raster dem Anspruch der Flächenrepräsentativität weitgehend gerecht wird. Tab.3 zeigt exemplarisch eine Gegenüberstellung der Häufigkeiten geologischer Ausgangssubstrate für das 8x8 km-Raster (BZE) im Vergleich zum Gesamtflächenanteil der Substrate für das Land *Hessen* (HOCKE 1995).

Tab.3: Repräsentativität des BZE-Rasters (8x8 km) bezüglich des Ausgangssubstrates am Beispiel Hessen (nach HOCKE 1995)

<i>Geologisch-stratigraphische Einheit</i>	<i>Anteil (%) an der Gesamtwaldfläche Hessens</i>	<i>Häufigkeit (%) in der BZE-Stichprobe (8x8 km); n = 139</i>
Odenwald-Kristallin	4	2
Devon	10	16
Karbon	8	6
Perm	5	5
Buntsandstein	34	34
Muschelkalk	3	3
Basalt / Diabas	18	16
quartäre / tertiäre		
Lockergesteine	18	18

Des weiteren zeigt auch eine für das Bundesland *Sachsen* erstellte Repräsentanzanalyse bezüglich der Parameter „Klimastufe“ und „Trophie“ eine gute Übereinstimmung zwischen der gesamten standortkundlich erfaßten Waldfläche und der BZE-Stichprobe (LAF 1993).

Eine Studie zur Überprüfung der Meßnetzvalidität und Repräsentativität der BZE-Rasterbeprobung wurde vom Geographischen Institut der Universität Kiel erstellt (KUHNT et al. 1991). Anhand des häufigkeitsstatistischen Vergleichs möglicher Stichproben verschieden weiter sowie unterschiedlich lokalisierter Raster werden in dieser Studie die Repräsentativitäten verschiedener Datensätze bezüglich der vier Variablen „Bodentyp“, „Bodenart“, „Orographie“ und „potentielle natürliche Vegetation“ ermittelt und bewertet. Dabei zeigen sich erhebliche Einflüsse der Rasterweite und Rasterlage auf die Repräsentanz der Stichproben. **Die Studie kommt zu dem Schluß, daß die für das BZE-Raster ausgewiesene Mindestrasterdichte von 8 km ausreicht, um hinsichtlich der genannten vier Standortvariablen bundesweit repräsentative Aussagen herzuleiten.**

4.1.3 Wichtung

Um Aussagen für einzelne regionale oder thematische Untereinheiten wie z.B. Wuchsgebiete, Baumarten- oder Substratgruppen treffen zu können, wurden in verschiedenen Bundesländern bei der Anlage des BZE-Netzes landesspezifische Verdichtungen vorgenommen. Somit entstand für die flächenrepräsentative Auswertung der BZE-Daten die Notwendigkeit der flächenbezogenen Gewichtung der einzelnen Stichprobenpunkte. Aus Abb.1 ist neben der Lage der BZE-Probepunkte auch der zugehörige Gewichtungsfaktor zu ersehen. Bei diesem Vorgehen handelt es sich um ein rein statistisches Verfahren zur **Herleitung einer flächenrepräsentativen Gesamtaussage**. Das bedeutet nicht, daß ein einzelner Probepunkt repräsen-

tativ für die umgebende Fläche von z.B. 8x8 km, bzw. 64 km² ist, denn dies ist aufgrund der kleinstandörtlichen Variation der bodenchemischen Eigenschaften unwahrscheinlich.

Auch bei der Interpretation der in diesem Bericht verwendeten kartographischen Darstellungen soll nicht der Eindruck einer Repräsentanz der einzelnen Stichprobenergebnisse erweckt werden. Vielmehr geht es darum, sich abzeichnende regionale Muster standortkundlicher Parameter oder bodenchemischer Kennwerte darzustellen und auf einfache Weise miteinander in Beziehung zu setzen.

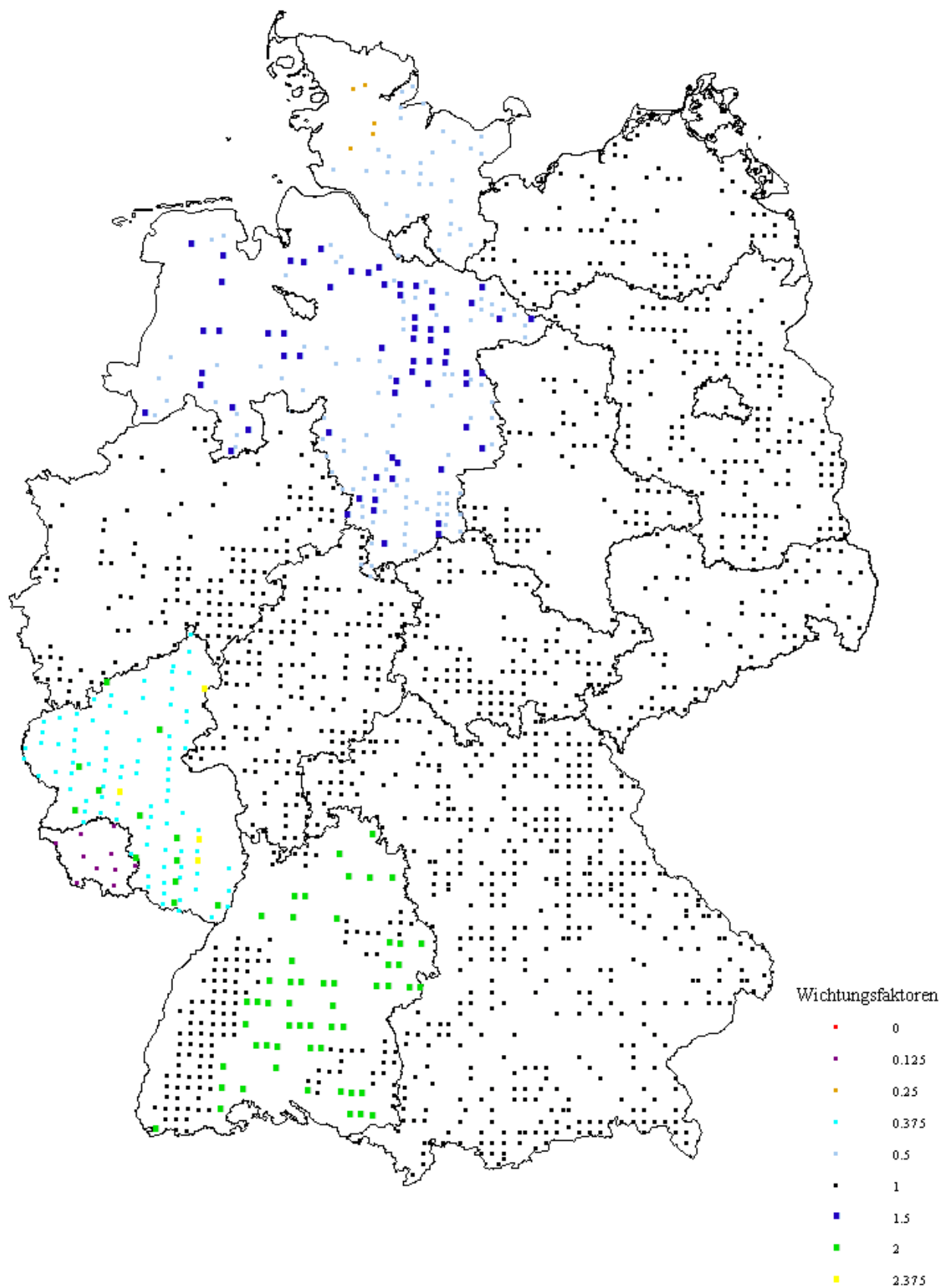


Abb.1: Lage und Wichtungsfaktor der Stichprobenpunkte der bundesweiten BZE-Auswertung

4.2 Aufnahmemethodik

4.2.1 Allgemeine Daten

Hierunter fallen Informationen, die sich aus der Geländeansprache ergeben und den einzelnen Untersuchungsstandort als Ganzes charakterisieren (vgl. Kap. 5.1). Soweit es sinnvoll und möglich war, erfolgte die Ansprache im Gelände, teilweise wurden auch Angaben aus den vorhandenen Unterlagen der Forsteinrichtung oder Standortskartierung übernommen. Für die bundesweite BZE-Auswertung der 8x8 km-Rasterdaten wurden von den Bundesländern die folgenden Daten zur Aufnahmesituation an die BFH übermittelt: **Ausgangssubstrat, Bodentyp, Humusform, Höhe über NN sowie Angaben zur Baumartenzusammensetzung** des aufstockenden Bestandes. Diese standörtlichen Daten haben große Bedeutung als Stratifizierungskriterien zur Interpretation der laboranalytischen Bodenmerkmale. Sie stellen ferner eine wichtige Grundlage für Repräsentanzuntersuchungen dar.

Weitere Angaben zur Vorbestandsgeschichte, Nebennutzung, Bodenbearbeitung, Düngung oder Klima stehen gemäß BZE-Anleitung für die BZE-Stichprobenpunkte der meisten Bundesländer zur Verfügung. Aus standortkundlicher Sicht ist die Kenntnis der Vorbestandsgeschichte und ehemaligen Nebennutzungen von hohem Wert, um im Einzelfall Besonderheiten bei den bodenchemischen Verhältnissen erklären zu können. Dies gilt gleichermaßen für Flächen mit Bodenbearbeitung, Düngung bzw. Bodenschutzkalkung. Immerhin wurden in den Jahren 1984 bis 1993 rund 1.8 Mio. ha Wald gekalkt bzw. gedüngt, das entspricht rund 17 % der Gesamtwaldfläche Deutschlands (BML 1994). Somit ist auch auf einem nicht unbedeutenden Anteil der BZE-Punkte damit zu rechnen, daß die Ergebnisse der Boden- und Nadel-/ Blattanalysen durch Kalkungsmaßnahmen beeinflusst sind. Klimadaten, wie z.B. Niederschlag, Temperatur oder potentielle Verdunstung, lassen Aussagen über die Wasserhaushaltssituation an den BZE-Standorten zu. Weiterhin können sie in Verbindung mit den bodenchemischen Kennwerten der BZE für die Abschätzung der Gefährdung von Grund- und Quellwasser eingesetzt werden.

4.2.2 Bodenkundliche Profilaufnahme und Beprobung

Die Erfassung von boden- und standortkundlichen Geländedaten auf den BZE-Punkten erfolgte nach der BZE-Anleitung (BML 1990) und orientiert sich im wesentlichen an den in Deutschland gebräuchlichen Arbeitsanleitungen "Forstliche Standortaufnahme" des AK STANDORTSKARTIERUNG (1980) und "Bodenkundliche Kartieranleitung" der AG BODENKUNDE (1982).

Bei der Probennahme auf den Erhebungspunkten wurde entsprechend der BZE-Anleitung wie folgt verfahren:

Für die *Mineralbodenbeprobung* wurde an jedem Punkt eine Profilgrube angelegt. Um die kleinräumige Variabilität der bodenchemischen Parameter mit zu berücksichtigen, wurden zusätzlich im Umkreis von 10 m in allen acht Haupt- und Nebenhimmelsrichtungen Satellitenbohrungen durchgeführt und tiefenstufenweise mit volumengleichen Proben aus der Profilgrube zu Mischproben vereinigt. Die tiefenstufenweise Beprobung wurde gewählt, weil zu erwarten war, daß die aktuellen bodenchemischen Kennwerte nicht mit den profil-morphologischen Merkmalen harmonisieren. Außerdem ermöglicht dieses Vorgehen eine vereinfachte Vorratsberechnung für den Vergleich unterschiedlicher Bodentypen. Die Beprobung erfolgte für die Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-30 cm als Mischproben der 8 Satellitenbohrungen. Für die Tiefenstufen 30-60 cm und 60-90 cm wurden Mischproben aus

den 4 Bohrkernen der Hauptbohrungen und aus der Profilgrube gebildet. In der Mitte der Profilgrube erfolgte bei entsprechend günstigen Bodenverhältnissen eine Tiefenbohrung zur Gewinnung von Proben aus den Tiefenstufen 90-140 cm und 140-200 cm. Bei Substratwechsel innerhalb einer Tiefenstufe wurden bei der Beprobung abweichend von der reinen tiefenstufenweisen Probennahme auch Bodenhorizonte als Tiefenbegrenzung berücksichtigt. Um eine Verknüpfung zur flächenhaften forstlichen Standortkartierung herzustellen, haben verschiedene Bundesländer außerdem die (landesspezifische) forstliche Standortseinheit angesprochen.

Material für die Analyse der *Humusauflage* wurde an den 8 Satellitenbohrpunkten gewonnen. Bei der Herstellung der Mischproben fand eine Differenzierung zwischen den L/Of- und Oh-Lagen statt. Die Beprobung der Humusauflage erfolgte flächenbezogen mittels Stechzylinder, Stechrahmen oder Wurzelbohrer.

Abweichend bzw. ergänzend zum Standardvorgehen kamen in den einzelnen Bundesländern nachstehende Verfahrensweisen zum Einsatz:

- In *Rheinland-Pfalz* wurde die Humusauflage ohne Trennung in die L/Of- bzw. Oh-Lage beprobt.
- In *Nordrhein-Westfalen* ging der eigentlichen Beprobung eine Feinkartierung zur Absicherung der Repräsentativität voraus.
- Im *Saarland* erfolgte die Beprobung der Humusauflage nicht an den „Satellitenpunkten“ sondern mit mindestens 3 Parallelproben (Wiederholungen) an zuvor für den jeweiligen Bestand als repräsentativ erachteten, ausgewählten Stellen.
- In *Baden-Württemberg*, *Hessen* und *Thüringen* wurde auf die in der BZE-Arbeitsanleitung vorgeschlagene Bohrstockbeprobung („Satellitenbohrungen“) verzichtet. Die Beprobung des Mineralbodens erfolgte hier im Auswahlbereich der WSE-Probebäume durch Mischproben aus den drei Profilwänden. Die Humusauflagen wurden an repräsentativ erscheinenden Stellen in Profilnähe beprobt (*Baden-Württemberg*, *Thüringen*) bzw. an systematisch verteilten Punkten gewonnen (*Hessen*: 4 Punkte in den Haupthimmelsrichtungen in 10 m Abstand vom Profil).
- In *Sachsen* erfolgte die Probennahme für die chemischen Analysen ausschließlich aus den acht Satellitenbohrungen bzw. unterhalb 90 cm Tiefe aus einer Bohrung am Grund des Profils.
- In *Bayern* wurden an 10 gleichmäßig über jeden Inventurbestand verteilten Aufnahmepunkten Bohrstockproben entnommen und daraus tiefenstufenweise Mischproben hergestellt. Dabei wurde wie folgt verfahren: Zunächst erfolgte die Entnahme der Humusauflage ohne Trennung in unterschiedliche Humuslagen mittels Stechrahmen. Nach der Beprobung der Auflage wurden innerhalb des Stechrahmens insgesamt 5 Bohrstockeinschläge durchgeführt (in jeder Ecke und in der Mitte). Die Probennahme erfolgte aus den Tiefenstufen 0-10 cm und 10-30 cm. Von allen 10 Entnahmeorten eines Bestandes wurden die Humusauflage- bzw. die Mineralbodenproben (bestehend aus je 5 Einstichen) tiefenstufenweise zu je einer Mischprobe vereinigt.
- In den Bundesländern *Mecklenburg-Vorpommern*, *Sachsen-Anhalt* und *Brandenburg* wurde die Beprobung (mit Ausnahme der Tiefenstufe 0-5 cm) horizontweise durchgeführt. Die Entnahme der Mineralbodenhorizonte erfolgte aus den Stirn- bzw. Seitenwänden des Profils ohne zusätzliches Bohrstockmaterial aus „Satellitenbohrungen“. Das Material für

die Tiefenstufe 0-5 cm sowie die Humusaufgaben wurde als Mischprobe aus jeweils 3 volumengleichen Teilproben an repräsentativen Stellen in Profilnähe (max. 3 m Entfernung) entnommen. Für die bundesweite Auswertung der BZE-Daten rechneten die genannten Bundesländer ihre horizontbezogenen Ergebnisse in Tiefenstufen um. Dabei wurden die Horizonte entsprechend ihrer Mächtigkeit anteilig zu den jeweiligen Tiefenstufen zusammengefaßt. Die Wichtung der an einer Tiefenstufe beteiligten Horizonte erfolgte bei den Kapazitätsparametern (Elementgehalte) nach dem Volumengewicht der Einzelproben. Beim pH-Wert (Intensitätsparameter) und den Elementvorräten wurde eine Wichtung mit dem cm-Spannenanteil an der Gesamtmächtigkeit der Tiefenstufe vorgenommen.

Generell ist zu den dargestellten Beprobungsverfahren für den Mineralboden und die organische Auflage anzumerken, daß bei einer zukünftigen Wiederholungsaufnahme eine exakte Trennung zwischen zeitlicher und kleinräumiger Variabilität, d.h. zwischen der räumlichen Streuung an den Erhebungspunkten und der jeweiligen Bodenzustandsveränderung, nicht gewährleistet ist, da über die jeweiligen kleinräumigen Variabilitäten der Kennwerte keine spezifischen Informationen vorliegen. Diese Schwierigkeit besteht jedoch grundsätzlich nur bei isolierter Betrachtung des einzelnen Standortes. Einen Lösungsansatz bietet die in einer BZE-Folgeauswertung angestrebte häufigkeitsstatistische Auswertung der raumzeitlichen Veränderungen integrativer Kennwerte aller Standorte. Es dürfte davon auszugehen sein, daß sich kleinräumige Effekte in der Summe aller Einzelstandorte gegenseitig aufheben und damit die Summe der Differenzen zwischen den aktuellen und den zukünftigen Merkmalsausprägungen als zeitliche Variation interpretiert werden kann. Somit kann durch den Vergleich der prozentualen Häufigkeitsverteilungen die zeitliche Veränderung bodenchemischer Parameter aufgezeigt werden.

4.2.3 Entnahme der Nadel-/ Blattproben

Für die Gewinnung von Nadel-/ Blattproben wurden an den BZE-Punkten mindestens drei vorherrschende oder herrschende Bäume der Kraftschen Klassen 1 und 2 nach einem systematischen Verfahren ausgewählt. Die Probennahme erfolgte für Laubbäume (v.a. Buche und Eiche) aus der vollbelichteten Oberkrone. Bei Fichte wurden getrennte Proben für den 1. und 3. Nadeljahrgang des 7. (in Ausnahmefällen des 8.) Quirls entnommen, wohingegen bei der Kiefer der 1. Nadeljahrgang möglichst des 2. Quirls, in jedem Falle aber aus der Oberkrone, beprobt wurde. Die Art der Probennahme war freigestellt, jedoch wurde für den Fall, daß Stichprobenbäume der WSE beprobt werden sollten, ausgeschlossen, daß eine Fällung erfolgt. Das von den drei Probebäumen gewonnene Nadel-/ Blattmaterial wurde jahrgangsweise zu Mischproben vereinigt und bis zur Analyse in PE-Tüten kühl und trocken gelagert. Die Nadelproben wurden außerhalb der Vegetationsperiode in der Zeit der absoluten Vegetationsruhe gewonnen, die Laubentnahme erfolgte ab der zweiten Julihälfte bis zum ersten Drittel des Monats August. Während die Beprobung der Nadelbäume standardmäßig vorgesehen war, erfolgte die Beprobung der Laubbäume fakultativ. Für alle Probebäume wurde der Kronenzustand nach dem Verfahren der Waldschadenserhebung eingeschätzt und dokumentiert.

Abweichend bzw. ergänzend zum Standardvorgehen kamen in den einzelnen Bundesländern nachstehende Verfahrensweisen zum Einsatz:

- In *Bayern* wurden vier möglichst gesunde Probebäume der Kraftschen Klasse 2 (herrschend) ausgewählt. Die Probennahme erfolgte bei den Nadelbaumarten Fichte und

Kiefer für den 1. Nadeljahrgang getrennt nach 1. bzw. 7. Quirl, wobei der Leittrieb unberücksichtigt blieb. In die bundesweite Auswertung fließen nur die Proben des 7. Quirls ein. Bei den Baumarten Eiche und Buche wurde Material aus allen Expositionen der Baumkrone zu einer Mischprobe vereinigt.

- In *Rheinland-Pfalz* wurden die Nadelproben immer aus dem nördlich exponierten Kronenbereich entnommen.
- In *Hessen* und im *Saarland* wurden im Rahmen der BZE keine Nadel-/ Blattproben entnommen.
- In den Ländern *Niedersachsen*, *Nordrhein-Westfalen* und *Brandenburg* wurde bei der Baumart Kiefer zusätzlich zum 1. auch der 2. Nadeljahrgang beprobt.

Aufgrund der aufwendigen Probennahme liegen nur für eine BZE-Unterstichprobe Nadel-/ Blattproben vor. Diese umfaßt 606 Fichten-, 349 Kiefern-, 75 Buchen- sowie 68 anderweitig bestockte Flächen.

Die Probennahme erfolgte in den Bundesländern zu unterschiedlichen Zeitpunkten (vgl. Tab.4).

Tab.4: Zeitraum der Nadel-/ Blattprobennahme für die bundesweite BZE-Auswertung

<i>Land</i>	<i>Blattprobennahme (Zeit / Art)</i>		<i>Nadelprobennahme (Zeit / Art)</i>	
BW	keine	-	Winter 1988/1989	Fichte, Tanne
BY	Sommer 1987	Buche, Eiche u.a.	Winter 1986/1987	Fichte, Kiefer
BE	keine	-	Winter 1992/1993	Kiefer
BB	Sommer 1993	Buche, Eiche u.a.	Winter 1992/1993	Kiefer
HH	Sommer 1992	Buche	Winter 1992/1993	Kiefer
MV	keine	-	Winter 1992/1993	Fichte, Kiefer
NI	Sommer 1990 und 1991	Buche, Eiche u.a.	Winter 1990/1991	Fichte, Kiefer, Douglasie
NW	keine	-	Winter 1988/1989 Winter 1992/1993	Fichte Kiefer
RP	keine	-	Winter 1988/1989	Fichte, Kiefer
SN	keine	-	Winter 1992/1993	Fichte, Kiefer
ST	keine	-	Herbst 19992	Fichte, Kiefer
SH	Sommer 1990	Buche, Eiche	Winter 1989/1990	Fichte
TH	keine	-	Herbst 1992	Fichte, Kiefer, Lärche

4.2.4 Terrestrische Kronenzustandsansprache

Die Ansprache des Kronenzustandes am BZE-Aufnahmepunkt erfolgte, sofern nicht bereits Daten der Waldschadenserhebung vorhanden waren, im Anhalt an das bei der terrestrischen Waldschadenserhebung übliche Verfahren. D.h. es wurde eine Stichprobe von etwa 30 Bäumen je Probepunkt gezogen und für diese - unter Berücksichtigung der jeweiligen standörtlichen und waldbaulichen Verhältnisse - die Nadel-/ Blattverluste in 5 %-Stufen, Chlorosen und andere Schadsymptome sowie eindeutig erkennbare Schadursachen festgehalten. Für die bundesweite Auswertung stehen die Anteile der WSE-Probebäume mit mittleren bis starken Nadel-/ Blattverlusten und Verfärbungen getrennt nach Nadel- und Laubbäumen für das BZE-Bezugsjahr (1989 für die alten und 1992 für die neuen Bundesländer) zur Verfügung. Um für das Bezugsjahr die WSE-Daten mit den weniger reagiblen Bodendaten in Beziehung zu setzen, wurden die WSE-Ergebnisse der angrenzenden Jahre zur Verminderung der zeitlichen Variabilität der Kronenzustandsansprache gemittelt. In die bundesweite Auswertung gehen somit die 3-jährigen Mittelwerte der WSE-Ansprachen je Probepunkt ein.

4.3 Analyseverfahren

Die Vergleichbarkeit aller im Rahmen der BZE zur Anwendung gekommenen Laboranalyseverfahren wurde durch insgesamt drei aufeinander folgende Ringanalysen überprüft. Die Ergebnisse dieser Ringanalysen und eine Übersicht aller von den Bundesländern eingesetzten Analyseverfahren haben KÖNIG & WOLFF (1993) zusammengefaßt.

4.3.1 Ringanalysen

Die erste Ringanalyse im Jahr 1989 sowie Sonderuntersuchungen einzelner Labors dienten der Methodenpräzisierung und Abstimmung der Analyseverfahren. Sie führten zur Festlegung der BZE-Standardverfahren, die in ihren jeweiligen Modifikationen Eingang in die Arbeitsanleitung der Bund-/Länder-AG „BZE“ (BML 1990) fanden. Daneben führten diese Untersuchungen zur Freistellung der Auswahl einiger Elementbestimmungsmethoden, die sich durch eine akzeptable Übereinstimmung der Meßergebnisse auszeichneten.

Durch die ständige Qualitätskontrolle der Labors und der angewandten Analyseverfahren sollte der Erfolg der Methodenpräzisierung überprüft und die Absicherung der Vergleichbarkeit aller im Rahmen der BZE anfallenden Analyseergebnisse gewährleistet werden. Zu diesem Zweck fand parallel zur Durchführung der BZE eine weitere Ringanalyse statt. Während die Ergebnisse dieser begleitenden Ringanalyse für Mineralbodenproben zufriedenstellend waren, mußte für die Humusanalytik festgestellt werden, daß die lt. BZE-Anleitung zugelassenen Aufschlußverfahren für die Nährelementgehalte sehr unterschiedliche, bundesweit nicht vergleichbar auszuwertende Ergebnisse lieferten.

Als Konsequenz wurde eine weitere Ringanalyse speziell mit Humusproben durchgeführt, durch die die hauptsächlichen Fehlerquellen bei der Humusanalytik aufgedeckt und geeignete Aufschlußverfahren ermittelt werden sollten. Die Ergebnisse dieser dritten Ringanalyse fanden Eingang in eine überarbeitete Version der BZE-Arbeitsanleitung (BML 1994).

Die Ringanalysen liefern einen wesentlichen Beitrag zur Interpretation der bundesweiten BZE-Ergebnisse, indem sie die Abschätzung der Variationen infolge verschiedener Analyseverfahren und unterschiedlicher Labors und damit die Einschätzung der Datenqualität ermöglichen. Die Ergebnisse der Ringanalysen hinsichtlich dieser labor- bzw. methodenbedingten Variabilität (dargestellt als Variationskoeffizienten) wurden in die nachfolgende

Zusammenstellung der Labormethoden eingearbeitet. Eine abschließende Bewertung der methodisch bedingten Streuungen sollte jedoch erst im Zusammenhang mit der Gesamtvariabilität der einzelnen Kennwerte im Untersuchungsraum (methodische plus räumliche Variation) erfolgen. Für den Fall, daß die allein durch methodische Unterschiede erzeugte Streuung größenordnungsmäßig im Bereich der Gesamtvariabilität liegen sollte, erscheint die Interpretation von Meßwertunterschieden zwischen verschiedenen Straten (z.B. Nährelementversorgung nach Substrat, Humusform, etc.) nicht sinnvoll.

4.3.2 Labormethoden Humusauflage

Aufbereitung der Humusauflageproben

- BZE-Verfahren: Die gesamte Auflageprobenmenge wird mindestens 48 Stunden bei 60°C Umluft getrocknet. Die getrocknete Probe wird manuell durch ein 2 mm-Sieb gerieben. Eine Teilprobe der getrockneten und gesiebten Humusprobe wird in einer Achatkugel- oder Scheibenschwingmühle gemahlen. Der Mahlvorgang ist so durchzuführen, daß 80 % des Materials < 60 µm gemahlen sind.
- Länderspezifische Modifikationen: keine

pH-Wert der Humusauflageproben

- BZE-Verfahren: Die gesiebte Humusprobe wird mit H₂O bzw 1-molarer KCl-Lösung im Volumenverhältnis Humusprobe : Lösung = 1 : 2.5 verrührt. Das Gemisch muß mindestens 4 Stunden in einem abgedeckten Gefäß stehen und zwischendurch mehrfach umgerührt werden. Die Messung des pH-Wertes erfolgt in dem Humus-Lösungsgemisch mittels einer pH-Glaselektrode.
- Länderspezifische Modifikationen:
 - Rheinland-Pfalz und Bayern:* zusätzlich pH-Wertmessung in 0.01 M CaCl₂-Lösung (Probe : Lösungsverhältnis = 1:2.5)
 - Schleswig-Holstein:* Probe : Lösungsverhältnis = 1:10
- Ergebnisse der Ringanalysen: Es werden unterschiedliche Ergebnisse bei der pH-Messung erzielt, wenn die Probe mit Wasser stengelassen und gerührt oder geschüttelt wird. Auch das Verschließen bzw. das Offenlassen des Gefäßes führt zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die Variationskoeffizienten (VK) der aus den pH-Werten ermittelten H⁺-Ionenkonzentrationen liegen bei 15 - 45 %. Die pH-Werte wurden von der AG „Bodenanalyse“ als bundesweit vergleichbar eingestuft.

Bestimmung des C_{org}-Gehaltes der Humusauflageproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des C_{org}-Gehaltes in den gemahlenen Humusproben sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zugelassen:
 1. trockene Verbrennung (Wösthoff-Verfahren)
 2. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
 3. Indirektbestimmung über Glühverlustermittlung bei 550°C
 4. nasse Veraschung mit Kaliumdichromat und Schwefelsäure

- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Bestimmungsverfahren der C_{org}-Gehalte werden von der AG „Bodenanalyse“ bei Variationskoeffizienten von 5-10 % als vergleichbar angesehen.

Bestimmung des N-Gehaltes der Humusauflageproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des N-Gehaltes in den gemahlten Humusproben sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zulässig:
 5. Kjeldahl-Aufschluß und anschließende photometrische oder titrimetrische N-Bestimmung
 6. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der N-Bestimmungen bei Humusproben werden als brauchbar akzeptiert (VK 5-10 %). Die bundesweiten BZE-Daten sind dementsprechend vergleichbar.

Bestimmung der Gehalte von K, Mg, Ca, Mn, Al, Fe, P, Pb, Cu, Zn, Cd in Humusauflageproben

- BZE-Verfahren: Folgende Aufschlußverfahren für die gemahlten Humusproben waren bei der Durchführung der BZE zugelassen:
 7. Salpetersäure-Druckaufschluß
 8. Königswasseraufschluß
 9. Gesamtaufschluß mit Flußsäurezusatz
 10. Perchlorsäureaufschluß

Die Wahl der Elementbestimmungsmethode in der Aufschlußlösung war freigestellt (z.B. Flammen- und Graphitrohr-AAS, ICP, photometrische Verfahren).

- Länderspezifische Modifikationen: In den Bundesländern kamen alle vier genannten Verfahren zum Einsatz. Teilweise wurden diese gegenüber der BZE-Anleitung modifiziert (Probemenge, Aufschlußdauer, etc.). Aufgrund der insgesamt hohen Variabilität der Meßergebnisse bereits innerhalb der empfohlenen und standardisierten Verfahren (vgl. Ergebnisse der Ringanalysen) werden diese vergleichsweise geringen Modifikationen hier nicht im einzelnen erläutert. Neben den in der BZE-Anleitung aufgeführten kamen jedoch noch folgende weitere Verfahren zum Einsatz:

Hamburg: Röntgenfluoreszenzanalyse

Schleswig-Holstein: Mikrowellendruckaufschluß mit unterschiedlichen Säuregemischen (HNO₃, HF, HCl, HClO₃)

Baden-Württemberg: HNO₃-Aufschluß unter Rückfluß

Hessen: HNO₃-/ H₂O₂-Druckaufschluß

Nordrhein-Westfalen: HNO₃-/ H₂O₂-/ HCl-Mikrowellendruckaufschluß

- Ergebnisse der Ringanalysen: Es stellte sich heraus, daß die zugelassenen Verfahren für die Elemente K, Mg, Ca, Mn, Al und Fe sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern. Je nach

Aufschlußart und Element treten Variationskoeffizienten bis zu 40 % und Minimum-Maximum-Unterschiede bis zu einem Faktor 3 auf. Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ beschloß daher 1993 auf Vorschlag der AG Bodenanalyse, daß die Gehalte der genannten Elemente bundesweit nicht vergleichend ausgewertet werden sollen. Die Ergebnisse der P-Bestimmungen wurden hingegen mit VK von 5-20 % als bundesweit vergleichbar eingestuft.

Bei der 3. Ringanalyse zeigte sich, daß die beiden Verfahren des HNO_3 -Druckaufschlusses sowie des Königswasseraufschlusses bei genauer Definition des Verfahrens jeweils gut reproduzierbare Ergebnisse liefern, untereinander jedoch nicht für alle Elemente vergleichbar sind. Nicht vergleichbar sind die beiden Verfahren für die Elemente Mg, Al und K, bei denen man mit dem HNO_3 -Druckaufschluß je nach Probe um den Faktor 1-1.3 (Mg), 1.5-2.2 (Al) bzw. 1.5-3 (K) höhere Gehalte als beim Königswasseraufschluß findet. Der ebenfalls untersuchte HNO_3 -Druckaufschluß mit Mikrowelle führte zu keinen reproduzierbaren Ergebnissen. Die dritte Ringanalyse zeigte ferner, daß neben dem Aufschlußverfahren auch die Meßmethodik eine wichtige Rolle bei der Erklärung der hohen Streuung der Ergebnisse spielt. Für eine BZE-Folgeinventur wird der Königswasseraufschluß bei Humusproben empfohlen, da er sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene eine gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet.

4.3.3 Labormethoden Mineralboden

Aufbereitung der Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Die Bodenmischproben werden mindestens 48 Stunden bei 40°C Umluft getrocknet. Die getrocknete Bodenmischprobe wird zerkleinert und gemischt. Anschließend wird die Fraktion < 2 mm manuell abgesiebt. Eine Teilprobe wird mittels Achatkugel- oder Scheibenschwingmühle fein gemahlen.
- Länderspezifische Modifikationen: keine

pH-Werte von Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Die gesiebte Bodenmischprobe wird mit H_2O bzw. KCl-Lösung im Gewichtsverhältnis Boden : Lösung = 1 : 2.5 verrührt. Das Gemisch muß mindestens 4 Stunden in einem abgedeckten Gefäß stehen und zwischendurch mehrfach gerührt werden. Die Messung des pH-Wertes erfolgt in dem Boden-Lösungsgemisch mittels pH-Glaselektrode.
- Länderspezifische Modifikationen:
Rheinland-Pfalz und *Bayern*: zusätzliche pH-Wertmessung in 0.01 M CaCl_2 -Lösung (1:2.5)
- Ergebnisse der Ringanalysen: (vgl. Ausführungen zur pH-Wert-Messung von Humusaufprobe)

Effektive Kationenaustauschkapazität von Mineralbodenproben (AKe)

- BZE-Verfahren: Vor Beginn der Analyse sollte eine $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Messung durchgeführt werden. Bei $\text{pH}(\text{H}_2\text{O}) > 6.2$ muß der Carbonatgehalt des Bodens ermittelt werden. Wird Carbonat (> 0.3 %) gefunden, muß anstelle der AKe- eine AKpot-Bestimmung (potentielle Kationenaustauschkapazität) durchgeführt werden.

Gewinnung des Perkolates: 2.5 g der gesiebten und gut gemischten Bodenmischprobe werden über Nacht mit einigen ml 1 N NH_4Cl -Lösung in der später verwendeten Perkolationssäule eingeweicht. Am nächsten Tag wird der Boden mit 100 ml in 1 N NH_4Cl -Lösung perkoliert. Durch Regelung der Tropfgeschwindigkeit muß eine Perkulationsdauer von mindestens 4 Stunden sichergestellt sein.

Bestimmung der austauschbaren Kationen: Die H^+ -Konzentration wird über die Bestimmung des pH-Wertes ermittelt. Dazu ist es erforderlich, daß der pH-Wert der NH_4Cl -Lösung sowohl vor der Perkolation als auch im Perkolat bestimmt wird. Die Berechnung der austauschbar gebundenen Protonen kann dann mittels eines von PRENZEL erstellten Rechenprogramms (MEIWES et al. 1984) bzw. eines vereinfachten Rechenansatzes nach HILDEBRAND (in: KÖNIG & FORTMANN 1996) erfolgen. Die Auswahl der Bestimmungsmethoden für die übrigen Kationen ist freigestellt. Die AKe wird ermittelt als Ionenäquivalentsumme der austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn) und berechneten Protonen. Die Basensättigung ergibt sich aus:

$$[(\text{Ca}+\text{Mg}+\text{K}+\text{Na}) / \text{AKe}] * 100 [\%].$$

- Länderspezifische Modifikationen:

Bayern: Die Bestimmung der austauschbaren Kationen erfolgte nicht durch Perkolation, sondern im Schüttelextrakt. Vorgehen: Einwaage von 10 g Mineralboden und Zugabe von 400 ml der 0.5 N NH_4Cl -Lösung. Kräftiges Aufschütteln von Hand, sodann 2 Stunden Schütteln der Probe mit einer Schüttelmaschine. Die Proben bleiben über Nacht stehen, werden dann erneut 60 Min. geschüttelt und filtriert.

Schleswig-Holstein: Die AKe wurde mit dem SrCl_2 -Verfahren nach BACH (SÄNGER VON OEPEN et al. 1993) ermittelt. Hierbei werden die austauschbaren Kationen im Perkulationsverfahren mit einer 0.1 M SrCl_2 -Lösung freigesetzt und im Perkolat analysiert; anschließend wird die AKe durch Rücktausch des eingetauschten Sr mit 0.1 M MgCl_2 -Lösung und AAS-Bestimmung des freigesetzten Sr ermittelt. Die austauschbaren H^+ -Ionen werden aus der Differenz zwischen dem rückgetauschten Sr und der Summe der ausgetauschten Kationen errechnet:

$$\text{H} = \text{AK}(\text{Sr}) - (\text{Ca} + \text{Mg} + \text{K} + \text{Na} + \text{Al} + \text{Fe} + \text{Mn}).$$

- Ergebnisse der Ringanalysen: Die in Bayern praktizierte Ausschüttelung in NH_4Cl liefert im Vergleich zur Perkulationsmethode bei einigen Elementen (insbesondere bei Al) etwas geringere Werte. Bei dem in Schleswig-Holstein eingesetzten BACH-Verfahren werden ebenfalls besonders für Al leicht geringere Gehalte ermittelt als bei Anwendung der NH_4Cl -Methode. Die AG „Bodenanalytik“ kam jedoch zu dem Schluß, daß die aus den genannten AKe-Bestimmungsverfahren resultierenden Daten für den bundesweiten Vergleich verwendet werden können.

Carbonatgehalt von Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Die Carbonatbestimmung erfolgt nach der Methode von SCHEIBLER (SCHLICHTING & BLUME 1966). Dabei wird der Carbonatgehalt aus dem bei der Bestimmung freigesetzten CO_2 berechnet.
- Länderspezifische Modifikationen: keine
- Ergebnisse der Ringanalysen: Über die Vergleichbarkeit der Carbonatbestimmung konnte keine Aussage gemacht werden.

C_{org}-Gehalt von Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des C_{org}-Gehaltes in der gemahlenen Bodenmischprobe sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zugelassen:
 1. trockene Verbrennung (Wösthoff-Verfahren)
 2. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
 3. Indirektbestimmung über Glühverlustermittlung bei 550°C
 4. nasse Verbrennung mit Kaliumdichromat und Schwefelsäure
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Bestimmung der C_{org}-Gehalte bei Mineralbodenproben wird bei Variationskoeffizienten von 5-20 % als brauchbar akzeptiert. Die bundesweiten BZE-Daten sind im entsprechenden Rahmen vergleichbar.

N-Gehalt von Mineralbodenproben

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des N-Gehaltes in der gemahlenen Bodenmischprobe sind folgende in der Literatur beschriebene Verfahren zugelassen:
 5. Kjeldahl-Aufschluß und anschließende photometrische oder titrimetrische N-Bestimmung
 6. Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren
 7. Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der N-Bestimmungen bei Mineralbodenproben werden bei Variationskoeffizienten von 5-30 % als brauchbar akzeptiert. Die bundesweiten BZE-Daten sind dementsprechend vergleichbar.

4.3.4 Labormethoden Nadel-/ Blattproben

Aufbereitung der Nadel-/ Blattproben

- BZE-Verfahren: Nadel- und Blattproben werden - generell ungewaschen - 48 Stunden bei 60°C warmer Umluft getrocknet. Die Trocknung erfolgt bei Nadelproben nach Jahrgängen getrennt. Bei Blattproben wird das Probenmaterial aus durchschnittlich großen, unverletzten und nicht sichtbar verunreinigten Blättern (inkl. Blattstiel) des mittleren Bereichs der Langtriebe gewonnen. Die getrockneten Proben werden in einer Achat- oder Scheibenschwingmühle so gemahlen, daß 80 % des Materials < 60 µm vorliegen.
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant

Bestimmung des N-Gehaltes bei Nadel-/ Blattproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung des N-Gehaltes sind sowohl der Kjeldahl-Aufschluß mit anschließender photometrischer oder titrimetrischer N-Bestimmung als auch Elementaranalyse mittels Elementaranalysatoren zulässig.
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant

- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der N-Gehaltsbestimmung sind mit Variationskoeffizienten von 5-10 % gut vergleichbar.

Bestimmung des S-Gehaltes bei Nadel-/ Blattproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: freigestellt
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der S-Gehaltsbestimmung sind mit Variationskoeffizienten von 5-10 % gut vergleichbar.

Bestimmung des Gehaltes von K, Mg, Ca, Mn, P bei Nadel-/ Blattproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: Für die Bestimmung der K-, Mg-, Ca-, Mn- und P-Gehalte sind die folgenden fünf Aufschlußverfahren zugelassen:
 8. Salpetersäure-Druckaufschluß (bei mindestens 160°C, möglichst mit Quarzeinsätzen in den Teflongefäßen)
 9. Königswasseraufschluß
 10. Gesamtaufschluß mit Flußsäurezusatz
 11. Perchlorsäureaufschluß
 12. trockene Veraschung

Das Verfahren zur Bestimmung der Elemente in der Aufschlußlösung ist freigestellt.

- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Ergebnisse der Kationen- sowie P-Gehaltsbestimmungen bei Nadelproben sind mit Variationskoeffizienten von 5-10 % bundesweit vergleichbar.

Bestimmung des Cl-Gehaltes bei Nadel-/ Blattproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: freigestellt
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Bei der Cl-Bestimmung muß mit Variationen von 5-25 % zwischen den Labors gerechnet werden, was als gerade noch vertretbar für die bundesweite Auswertung gilt. Weil sich nur fünf Labors an der Ringanalyse für Cl beteiligt haben, ist die Aussage nur eingeschränkt gültig.

Bestimmung des Gehaltes von Fe, Zn, Pb, Cu, Cd bei Nadel-/ Blattproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: Die Bestimmung dieser Parameter im Rahmen der BZE ist fakultativ. Als Aufschlußverfahren sind zulässig:
 1. Salpetersäure-Druckaufschluß (bei mindestens 160°C, möglichst mit Quarzeinsätzen in den Teflongefäßen)
 2. Königswasseraufschluß
 3. Gesamtaufschluß mit Flußsäurezusatz
 4. Perchlorsäureaufschluß

Das Verfahren zur Bestimmung der Elemente in der Aufschlußlösung ist freigestellt. Bei der Schwermetallbestimmung muß bei Unterschreiten der Nachweisgrenzen der Flammen-AAS die Graphitrohr-AAS oder die ICP eingesetzt werden.

- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Die Fe- und Zn-Gehalte sind mit Variationskoeffizienten von 0-10 % gut vergleichbar. Pb, Cu, Cd wurden nicht getestet, können aber aufgrund der Ergebnisse der Humus-Ringanalyse als vergleichbar angesehen werden.

Bestimmung des Si-Gehaltes bei Nadel-/ Blattproben (mg/g)

- BZE-Verfahren: freigestellt
- Länderspezifische Modifikationen: nicht relevant
- Ergebnisse der Ringanalysen: Bei der Si-Bestimmung muß mit Variationen von 15-20 % zwischen den Labors gerechnet werden, was als gerade noch vertretbar für die bundesweite Auswertung gilt.

4.3.5 Homogenität der Grundinformation

Tabelle 5 gibt einen Überblick über die im Rahmen der Ringanalysen ermittelten Ergebnisse und die daraus resultierenden Konsequenzen für die bundesweite BZE-Auswertung. In den Anhängen III bzw. IV befindet sich außerdem eine Übersicht über die ausführenden Labors und die jeweils angewandten Analysemethoden. Die detaillierten Methodenbeschreibungen können der Veröffentlichung von KÖNIG & WOLFF (1993) entnommen werden.

Tab.5: Ergebnisse der BZE-Ringanalysen

<i>Merkmals-träger</i>	<i>Untersuchungs-methode</i>	<i>Element</i>	<i>Variations-koeffizienten</i>	<i>bundesweite Vergleichbarkeit</i>	<i>Labor mit relevanten Abweichungen</i>	<i>Labor nicht teilgenommen</i>
Humus	Gesamt-gehalte	Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al	bis 40 %	bundesweit nicht unkommentiert vergleichbar!		
		Zn	10-15 %	vergleichbar		BB, MV, ST
		Cu	5-15 %	vergleichbar		BB, MV, ST, NW
		Cd	10-20 %	vergleichbar		BB, MV, ST, NW
		Pb	5 %	vergleichbar		BB, MV, ST, NW
		C	5-10 %	vergleichbar	BY	NW, TH
		N	5-10 %	vergleichbar	BY	NW, TH
		P	5-20 %	vergleichbar		NW
	pH(H ₂ O) pH(KCl)	H ⁺ -Ionen-Konz.	15-45 %	vergleichbar		
Boden	Gesamt-gehalte	C	5-20 %	vergleichbar		
		N	5-30 %	vergleichbar		
		P				HE
		CO ₃	nur 1 Probe	keine Aussage möglich		
	AKe	alle		vergleichbar	BY extrem hohe Nachweisgrenzen	
		Al			SH, BY	
		Mn			SH	
	pH(H ₂ O)p H(KCl)	H ⁺ -Ionen-Konz.	15-45 %	vergleichbar		
Nadeln / Blätter	Gesamt-gehalte	K, Ca, Mg, Ca, Mn, N, P, S, Fe, Zn	5-10 %	gut vergleichbar		TH (alle), BB, ST, MV (Zn, S), NW (N), HE (P), NI (P), BY (S), SL (S)
		Si Cl	15-20 % 5-25 %	gerade noch vergleichbar		TH, BB, SA, MV, BY, SL (Cl), NI (Cl)
		Pb, Cu, Cd		vergleichbar		

Generell haben die Länder die Verantwortung für die Vergleichbarkeit der BZE-Daten übernommen. Das bedeutet, daß Länder mit abweichenden Probennahme- oder Elementbestimmungsmethoden ihre Ergebnisse grundsätzlich im Hinblick auf die bundesweite Vergleichbarkeit prüfen und soweit als möglich anpassen mußten. Dies gilt im besonderen für diejenigen Labors, die nicht oder nur teilweise an den Ringanalysen teilgenommen haben.

4.4 Datenmanagement

Die Daten der BZE dienen als Grundlage für forstpolitische Entscheidungen und Planungen und können darüber hinaus auch wichtige Daten für Sonderauswertungen (z.B. CO₂-Bindung in Waldböden u.a.) liefern. Ziel ist nicht nur die Erfassung des Zustandes, sondern verstärkt auch die Erfassung der Zustandsänderungen. Für die Wälder Deutschlands sind neben der BZE derzeit zwei weitere bundesweite Inventuren installiert, die Bundeswaldinventur (BWI) und die Waldschadenserhebung (WSE). Es ist geplant, die Inventuraussagen schrittweise qualitativ zu verbessern, z.B. durch Verknüpfung unterschiedlicher Inventuren und Überlagerung mit räumlichen Strukturinformationen (Standort, Klima, potentielle natürliche Vegetation o.ä.).

Die Daten der bundesweiten Waldinventuren Deutschlands werden ganz oder teilweise in der BFH, Institut für Forstökologie und Walderfassung in Eberwalde mittels relationaler Datenbanksysteme verwaltet. Die Auswertung der Daten erfolgt von mehreren Mitarbeitern - oft zeitgleich mit unterschiedlichsten Werkzeugen (Software).

Um eine hohe Datensicherheit und Flexibilität bei der Auswertung der Inventurdaten zu gewährleisten, wurde das Datenmanagement weitestgehend in Form eines Schichtenmodells „Datenbasis - Verarbeitungsfunktionen - Nutzeroberfläche“ realisiert:

Datenbasis:

Innerhalb der Datenbasis werden physische und logische Basisdaten sowie Metadaten unterschieden.

Physische Basisdaten sind redundanzarme Tabellen mit Roh-, geprüften, transformierten oder aggregierten Daten, aber auch Tafeln mit Definitionen von Merkmalswerten (z.B. Codierung für Substratgruppen), Konstanten, hierarchische Gruppen (z.B. Zuordnung Bodentypen zu Hauptbodentypen, Podsolen u.a.), Von-Bis-Spannen für Klassen (z.B. Bewertungsklassen für Elementgehalte mit unteren und oberen Grenzwerten). Tafeln (externe Tabellen) sind der Ersatz von Definitionen in Programmcodes von Verarbeitungsfunktionen. Sie erhöhen die Transparenz und Flexibilität von Auswertungen, dienen der Codierung bzw. Decodierung sowie der Datenprüfung. Tafeln können einfach gepflegt werden.

Redundanzfreiheit wird in einem relationalen Datenbanksystem durch Aufteilung der Daten in mehrere Tabellen erreicht. Auswerten lassen sich die Daten dagegen am einfachsten, wenn sie in einer Tabelle vorliegen. Diesen Widerspruch lösen **logische Basisdaten**. Über die physischen Basisdaten werden Views (oder auch Sichten bzw. Auswahlabfragen) gestellt, die die Synchronisation von Daten mehrerer Tabellen und die Selektion von Merkmalen und Merkmalswerten übernehmen. Somit sind Verarbeitungsfunktionen frei von Daten-selektionsaufgaben.

Metadaten beschreiben die Basisdaten und können darüberhinaus zur Steuerung von Verarbeitungsfunktionen dienen. Sie dienen der Dokumentation und Kommunikation.

Verarbeitungsfunktionen

Unter Verarbeitung werden hier alle Aktionen verstanden, die einen Zugriff auf die Datenbasis zur Folge haben, beispielsweise:

- Datenhandling (Selektion/Recherche, Transformieren/Aggregieren, Prüfen, Erfassen, Löschen)
- Statistische Auswertungen bzw. Analysen
- Präsentationen (Tabellen, Diagramme, Karten usw.)

Nutzeroberfläche:

Die Nutzeroberfläche ist die Kommunikationsschicht zwischen den unteren Schichten des Schichtenmodells und den Nutzern.

Von den drei in der BFH zur Verfügung stehenden relationalen Datenbanksystemen (Netzwerklicenzen) fiel die Entscheidung für ACCESS2.0 (MSWindows) gegenüber dBASE1.5 (DOS) und INFORMIX (UNIX), da der BZE-Datenumfang relativ klein ist und ACCESS den größten Komfort bei der Realisierung des oben genannten Schichtenmodells bietet. Die Stärken von ACCESS liegen im Bereich von reinen Datenverwaltungsaufgaben und bei der Gestaltung von Nutzeroberflächen. Für viele Verarbeitungsfunktionen ist ACCESS aber nicht das geeignete Werkzeug. Deshalb werden auch Applikationen wie SAS, Harvard Graphics, Excel (Statistik, Diagramme) und ARC/View (Karten) eingesetzt.

Die Länderdaten wurden in den verschiedensten Dateiformaten an die BFH übermittelt (dBASE, Excel, ASCII, SAS). Leider hielten sich nur wenige Länder an die vereinbarten Datenstrukturen und die Datenübermittlung war häufig unvollständig, so daß der Aufwand für die Übernahme recht hoch war. Es war erforderlich, die Daten länderspezifisch zu prüfen, häufig umzustrukturieren, Merkmale umzucodieren bzw. zu ergänzen u.v.m., ehe sie in die zentrale BZE-Datenbank eingespeichert werden konnten. So zog sich die Übernahme der Daten bis Mai 1996 hin. Parallel zur Datenübernahme wurden die Auswertungen der Daten vorbereitet.

Um eine höhere Übersichtlichkeit beim Datenmanagement zu erreichen, wurden mehrere ACCESS-Datenbanken erstellt. Alle Datenbanken greifen auf die in zwei Grunddatenbanken gespeicherten Basisdaten zurück. Somit wirken sich Änderungen der Basisdaten sofort auf alle Auswertungen aus.

4.5 Auswertungskonzept

4.5.1 Stichprobenumfang / Gewichtung

Die gesamte BZE-Stichprobe umfaßt etwa 1800 Stichprobenpunkte. In die Berechnungen der prozentualen Häufigkeitsverteilungen gehen die Beobachtungen, bedingt durch die unterschiedlichen Gitternetzweiten in den Bundesländern, flächengewichtet ein (vgl. Abb.1). Durch diese Gewichtung, aber auch durch die Probennahme bedingt, resultiert für die untersuchten Kennwerte ein unterschiedlicher Stichprobenumfang. Angegeben wird stets der tatsächliche (ungewichtete) Umfang der zugrundeliegenden BZE-Punkte. Insbesondere bei der häufig sinnvollen Stratifizierung der Stichprobe nach Substrat-, Humusformen-, Bodentypen- oder Baumartengruppen gibt der Stichprobenumfang einen ersten Hinweis auf die Aussagekraft der Ergebnisse.

4.5.2 Substratgruppen

Für die bundeseinheitliche Klassifizierung der sehr differenzierten BZE-Ausgangssubstrate wurde ein Schlüssel entwickelt, der sich in erster Linie an der Geogenese orientiert. Es werden darin **10 Gruppen** unterschieden, **die sich aufgrund ihrer Mineralzusammensetzung insbesondere im Hinblick auf die langfristig verfügbaren Nährstoffe sowie die potentielle Säureneutralisationskapazität unterscheiden** (vgl. Anhang I). Auf diesen Schlüssel wird bei substratspezifischen Aussagen stets Bezug genommen, daher werden die Hauptgruppen hier kurz benannt:

	<i>Beschreibung</i>	<i>Kürzel</i>
Substratgruppe 1	Karbonathaltige Lockersedimente über karbonathaltigen Ausgangsgesteinen bzw. karbonathaltiges Ausgangsgestein	KalkOB (OB=Oberboden)
Substratgruppe 2	Karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsmaterial	KalkUB (UB=Unterboden)
Substratgruppe 3	Umgelagerte kalkfreie Lockersedimente	LockSed
Substratgruppe 4	Verwitterungs- bzw. Decklehme über Ton- und Schluffstein; Ton, Tonsteine, Grauwacken	TonSt
Substratgruppe 5	Verwitterungs- und Decklehme über quarzreichen Ausgangsgesteinen sowie quarzreiche Ausgangsgesteine (z.B. Buntsandstein, paläozoische Sandsteine, Quarzite, sonstige Sandsteine)	SandSt
Substratgruppe 6	Arme (pleistozäne) Sande	Sand
Substratgruppe 7	Basische Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über basischen Magmatiten oder Metamorphiten	basMagMet
Substratgruppe 8	Intermediäre und saure Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über intermediären oder sauren Magmatiten oder Metamorphiten (z.B. Keratophyne, Andesite, Bims, Granite, Gneis)	saureMagMet
Substratgruppe 9	Moor	Moor
Substratgruppe 10	Anthropogene Substrate und nicht den Gruppen 1 bis 9 zuzuordnende Substrate	Sonst

4.5.3 Thematische Karten

Zur Interpretation der räumlichen Verteilung der Merkmalsausprägungen wurden einfache thematische Karten erstellt. In diesen Punktkarten werden die Ergebnisse der Klassifizierung von Boden- und Ernährungskennwerten in ihrer räumlichen Verteilung dargestellt. Sämtliche Karten finden sich in Band 2 des Waldbodenberichtes. In den vorliegenden Berichtsband wurden nur ausgewählte Darstellungen übernommen.

4.5.4 Klassifizierung / Bewertung

Die Klassifizierung der Kennwerte erfolgt im Hinblick auf die angestrebte Interpretation und Bewertung des Waldboden- und Ernährungszustandes anhand von **überregional gültigen Bewertungsmaßstäben**. Die Bund-/Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ hat für diesen Zweck einen Bewertungsschlüssel zusammengestellt, welcher im wesentlichen der vom AK STANDORTSKARTIERUNG (1996) vorgeschlagenen Einstufung folgt und durch die Berücksichtigung weiterer relevanter Literaturstellen den aktuellen Kenntnisstand zusammenfaßt (vgl. Anhang II). **Im Text werden Bewertungen *kursiv gedruckt*, wenn sie nach dem Bewertungsschlüssel BZE vorgenommen wurden.** Der Bewertungsschlüssel stellt einen ersten Versuch zur überregionalen Klassifizierung dar. Aktuelle regionale Bewertungen können von dieser Einstufung deutlich abweichen. Auf Probleme bei den Bewertungen wird bei der Ergebnisdiskussion eingegangen.

Sowohl bei der Klassifizierung der BZE-Daten als auch bei der abschließenden Bewertung der Ergebnisse finden die im Rahmen der Ringanalysen ermittelten Analysegenauigkeiten Berücksichtigung.

Der Bericht gliedert sich in den vorliegenden **Textband mit Anhang (Bd. 1)** sowie einen **Materialband (Bd.2)**. Das Ziel des Materialbandes ist die regionale sowie deskriptive Darstellung wichtiger Kennwerte für den Zustand der deutschen Waldböden und die Ernährungssituation der aufstockenden Waldbestände. Dazu werden die klassifizierten Daten als Kartogramme und die Merkmalsausprägungen als kumulierte prozentuale Häufigkeitsverteilungen (**PKH**) dargestellt. Diese Darstellungsform eignet sich besonders zur Visualisierung von Streuung, Minimum-/Maximumwerten, Median (PKH=50 %) sowie beliebiger Perzentilklassen. Gleichzeitig läßt sich daraus auch unmittelbar auf die Über-/ Unterschreitungshäufigkeit von Richtwerten schließen. Ausreißer sowie mögliche Unterstichproben, die einer gesonderten Auswertung zu unterziehen wären, lassen sich durch die Darstellung jeder einzelnen Merkmalsausprägung deutlich erkennen.

5. Ergebnisse

5.1 Allgemeine Daten

Die allgemeinen Standortdaten charakterisieren den Untersuchungsstandort als Ganzes. Für die bundesweite Auswertung wurden die folgenden Daten übermittelt: **Ausgangssubstrat, Bodentyp, Humusform, Höhe über NN und Bestandestyp**. Diesen Daten kommt bei der Interpretation der laboranalytischen bodenchemischen und ernährungssituativen Kennwerten eine große Bedeutung als Stratifizierungskriterien zu. Weiterhin stellen sie eine wichtige Grundlage für Repräsentanzuntersuchungen dar.

Für die bundesweite Auswertung und Stratifizierung der BZE-Stichprobe wurden die Daten zur Aufnahmesituation zu übergeordneten Einheiten zusammengefaßt, welche im folgenden kurz dargelegt werden.

Substratgruppe

Für die bundeseinheitliche Klassifizierung der sehr differenzierten BZE-Ausgangssubstrate wurden 10 Gruppen unterschieden, die sich aufgrund ihrer Mineralzusammensetzung insbesondere im Hinblick auf die langfristig verfügbaren Nährstoffe sowie die potentielle Säureneutralisationskapazität unterscheiden (vgl. Anhang I).

In Abb.2 sind die prozentualen Häufigkeiten der Substrattypen wiedergegeben. Im Hinblick auf die langfristig verfügbaren Nährstoffe sowie die potentielle Säureneutralisationskapazität rechnen die Gruppen 1, 2, 7 (und 8) zu den besseren Standorten (35 %), die Gruppen 3, 4 und 5 zu den mittleren bis schwachen (50 %) und die Gruppen 6 und 9 zu den ganz schwachen Standorten (15 %). Ihre räumliche Verbreitung zeigt die Abb.3.

Selten und regional deutlich konzentriert im Bereich Vogelsberg, Westerwald und Rhön, treten die Substrate der basischen Magmatite und Metamorphite oder darüberliegenden Lehme oder Mischsubstrate auf (Gruppe 7, 2.1 %). Ebenfalls selten, aber punktuell verteilt, finden sich BZE-Punkte auf Moorstandorten (Substratgruppe 9, 1.5 %) oder anthropogenen Substraten (Gruppe 10, 0.7 %). Eine Stratifizierung des BZE-Materials ist somit nach den häufig vertretenen Gruppen 1, 2, 3, 4, 5, 6 und 8 sinnvoll.

Die räumliche Verteilung der carbonathaltigen Standorte (Substratgruppe 1) weist deutliche regionale Schwerpunkte im Thüringer Becken, Weser-Leine-Bergland, der Schwäbisch-Fränkischen Alb und den Kalkalpen auf. Carbonatfreie Lockersubstrate über carbonathaltigen Ausgangssubstraten (Substratgruppe 2) finden sich zum einen im Tiefland (SH, MV, nördliches BB), zum anderen aber v.a. in Mittelgebirgslagen (Weserbergland, Oberpfälzisches Hügelland, süddeutsche Gäulandschaft). BZE-Stichproben auf umgelagerten Lockersedimenten (Substratgruppe 3) treten punktuell verteilt v.a. im Tiefland auf. Eine Häufung dieser Substrate zeigt sich im Bereich des Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügellandes. Ein deutliches regionales Muster bildet die Verteilung der Standorte der Substratgruppe 4, welche v.a. dem Harz, dem Rheinischen Schiefergebirge und dem Schwäbisch-Fränkischen Keuper zugeordnet werden können. Die in der BZE-Stichprobe am häufigsten vertretenen Standorte der Substratgruppe 5 (Sandsteine inkl. Deck- und Verwitterungslehme) finden sich v.a. entlang einer im Zentrum Deutschlands gelegenen Nord-Südachse (Südnießers. / Nordhess. Bergland, Spessart, Odenwald, Nordschwarzwald) sowie im Pfälzerwald und Oberpfälzischen Hügelland. Arme (pleistozäne) Sande (Gruppe 6) sind das dominierende Substrat im Norddeutschen Tiefland.

Ein weiterer regionaler Verbreitungsschwerpunkt der Sande ist die Oberrhein-Untermain-Senke. Substrate der Gruppe 8, v.a. Granite und Gneise, sind im Dreieck Erzgebirge, Thüringer, Oberpfälzer, Bayerischer Wald und Fichtelgebirge sowie im Südschwarzwald vorherrschend.

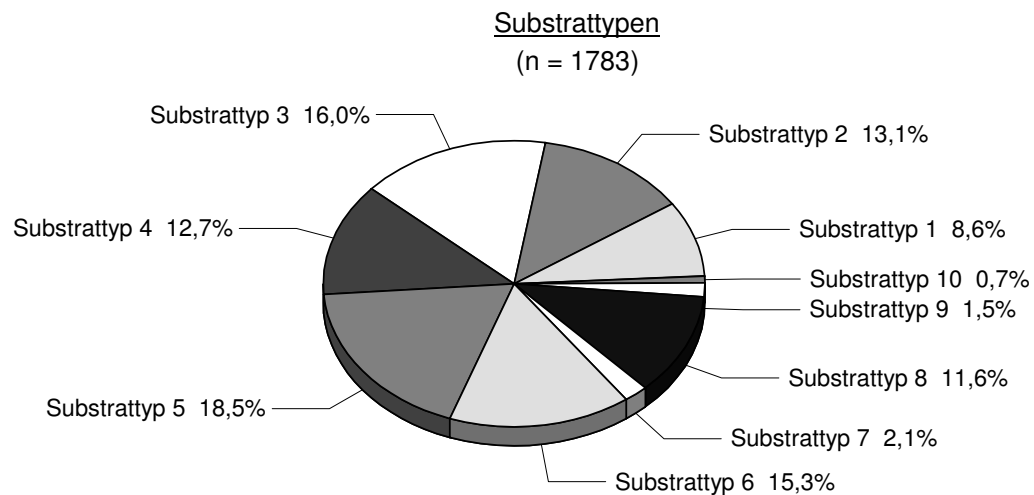


Abb.2: Prozentuale Häufigkeiten der Substrattypen der BZE-Stichproben

*1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 7=basMagMet;
8=saureMagMet; 9=Moor; 10=Sonst (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)*

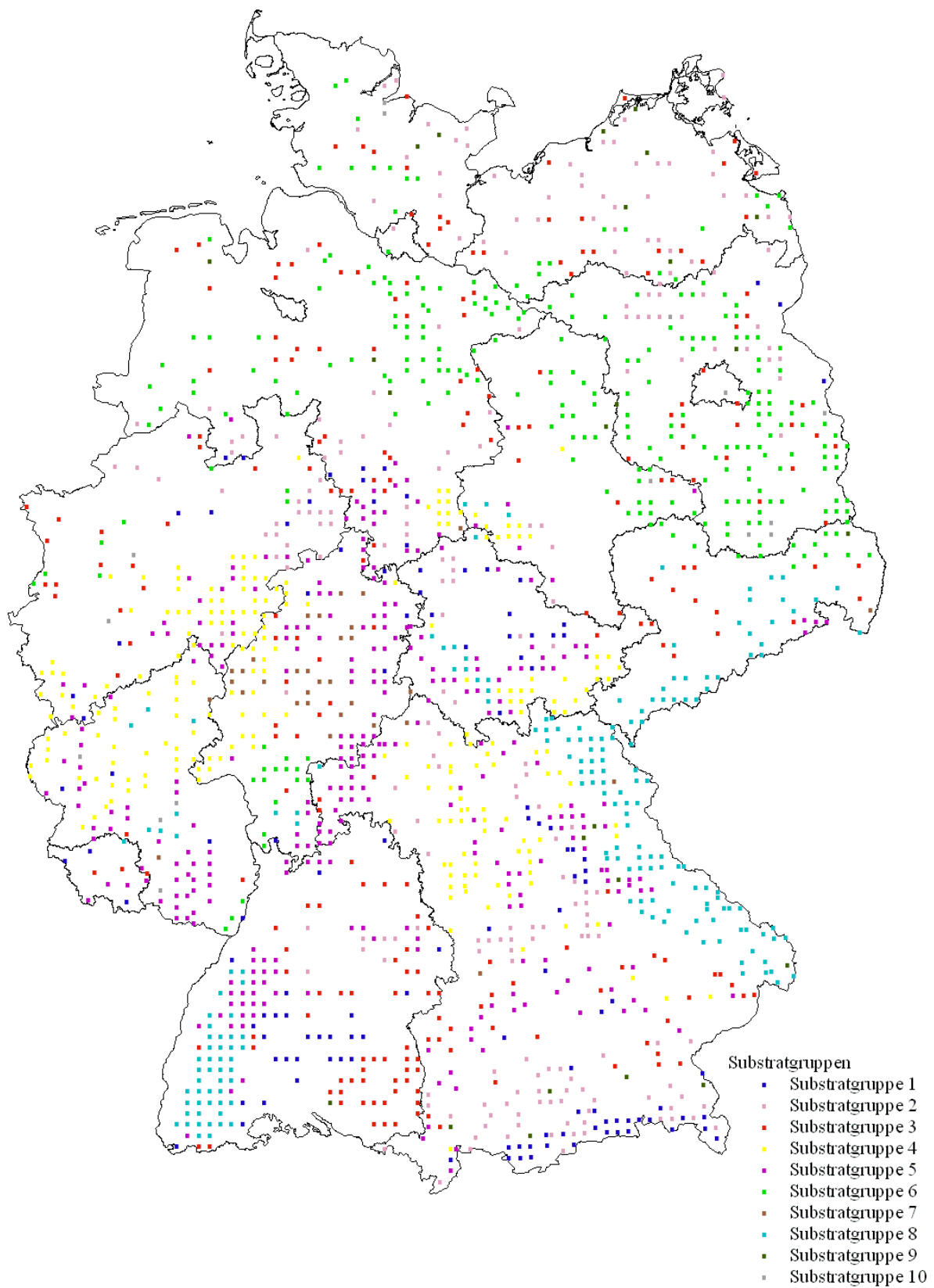


Abb.3: Regionale Verteilung Substrattypen der BZE-Stichproben

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 7=basMagMet; 8=saureMagMet; 9=Moor; 10=Sonst (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Haupt-Bodentyp

Im Rahmen der BZE-Außenaufnahmen wurde eine bodentypologische Klassifikation nach terrestrischen, semiterrestrischen Bodentypen und Mooren durchgeführt. Weiterhin wurde bei Böden, die im Oberboden podsolig sind, der Grad der Podsoligkeit in drei Stufen eingeschätzt. Bei Übergängen zwischen zwei Bodentypen wurden beide Bodentypen (durch einen Bindestrich getrennt) erfaßt, wobei der nachgestellte Bodentyp per Definition den Hauptbodentyp darstellt.

In Abb.4 sind die prozentualen Häufigkeiten der Haupt-Bodentypen dargestellt. Braunerden stellen mit Abstand den häufigsten, ökologisch heterogensten Hauptbodentyp dar (55 %). In Abhängigkeit von Bodenart und Podsoligkeitsgrad sind sie sehr differenziert zu beurteilen. Die zweithäufigste Bodentypengruppe bilden die Pseudo- und Stagnogleye (11 %). Weniger als 10 % der Gesamtstichprobe entfallen auf Podsole (7 %), denen aber regional, z.B. im Norddeutschen Tiefland, dem Nordschwarzwald, im Thüringer Wald und Erzgebirge, eine höhere Bedeutung beigemessen werden muß (vgl. Bd.2, I/2). Vergleichbares gilt auch für die im Bundesdurchschnitt unbedeutsamen Gruppen der Bodentypen Rendzina / Pararendzina (5 %) und Terra fusca (5 %), deren regionale Verbreitung aber für die Interpretation der räumlichen Muster bodenchemischer Kennwerte bedeutsam ist.

Die zusätzliche Auswertung der Podsoligkeit der BZE-Flächen (vgl. Bd.2, I/3) ergab ein verstärktes Auftreten stark podsoliger und podsolierter Bodentypen im Nordwestdeutschen Tiefland (Substratgruppen 6 und 3) sowie dem Elbsandsteingebirge, Spessart und Nordschwarzwald (Substratgruppe 5), dem Oberpfälzer Hügelland, den Hochlagen des Erzgebirges und Thüringer Waldes (Substratgruppe 8).

**Abb.4: Prozentuale Häufigkeiten der Haupt-Bodentypen
der BZE-Stichproben**

Haupt-Humusform

Die Auswertung der Humusformverteilung erfolgt in Kap.5.2.2.

Bestockungstypen

Die Bestockungstypen für die bundesweite Auswertung wurden folgendermaßen definiert (Tab.6):

Tab.6: Definition und Anteile der BZE-Bestockungstypen

Bestockungstyp	Kriterium	Kennung	Anteil %
Fichten(rein)bestände	= 70 % Fichte	FI	31.3
Kiefern(rein)bestände	= 70 % Kiefer	KI	25.1
Übrige Nadelbaumarten	= 70 % übrige Nadelbäume	sNH	4.7
Laubbaumreiche Nadelbaummischbestände	30 % < Laubholz < 50 %	NH-M	7.8
Nadelbaumreiche Laubbaummischbestände	30 % < Nadelholz < 50 %	LH-M	10.3
Buchen(rein)bestände	= 70 % Buche	BU	10.8
Eichen(rein)bestände	= 70 % Eiche	EI	4.2
Übrige Laubbaumarten	= 70 % übrige Laubbäume	sLH	5.7

Es zeichnet sich ein deutliches Überwiegen der von Nadelbäumen geprägten Bestockungstypen ab, was angesichts der aktuellen Baumartenverteilung Deutschlands auch plausibel ist. Die Bestockungstypen mit deutlich überwiegendem (= 70 %) Nadelbaumanteil sind gut, solche mit deutlich überwiegendem (= 70 %) Laubbaumanteil sind dagegen unterrepräsentiert. Höhere Laubbaumbeimischungen finden sich aber auch noch in der Gruppe der Mischbestände.

Aus der räumlichen Verteilung der Bestockungstypen (vgl. Bd.2, I/4) läßt sich eine Dominanz von Kiefern-Bestockungstypen im Bereich des Norddeutschen Tieflands (MV, BB, nordöstlicher Teil von NI, ST, SN) erkennen. Eine deutliche Dominanz der Fichte tritt dagegen bei den Süddeutschen Ländern (BY, BW) und in größeren Höhenlagen (NW, NI, TH, SN, RP) in Erscheinung. Der überwiegende Anteil der Buchen-Flächen ist im Grenzbereich der Länder NW, NI, HE und TH lokalisiert.

Höhenklassen

Die Höhenmeßwerte der BZE-Aufnahmen wurden im Anhalt an die für die Ausbildung zonaler Waldgesellschaften klimatisch bedeutsamen Höhenstufen (AK STANDORTS-KARTIERUNG, 1980) unter Berücksichtigung der durch die BZE-Standorte abgedeckten Höhendifferenzierung klassifiziert. Im einzelnen wurde folgende Höhenklassen unterschieden:

Höhenklasse	Kriterium (Höhe in m)
1	< 50
2	50 - 299
3	300 - 499
4	500 - 799
5	800 - 999
6	= 1000

Abb.5 zeigt die Höhenverteilung aller BZE-Stichprobenpunkte. Es dominieren die Standorte des Hügellandes und der Mittelgebirge im kollinen bis submontanen / montanen Bereich. Häufig vertreten sind außerdem ebene Tieflandslagen (< 50 m). Die räumliche Verteilung der Höhenstufen spiegelt die deutsche Landschaftsgliederung wider (vgl. Bd.2, I/5).

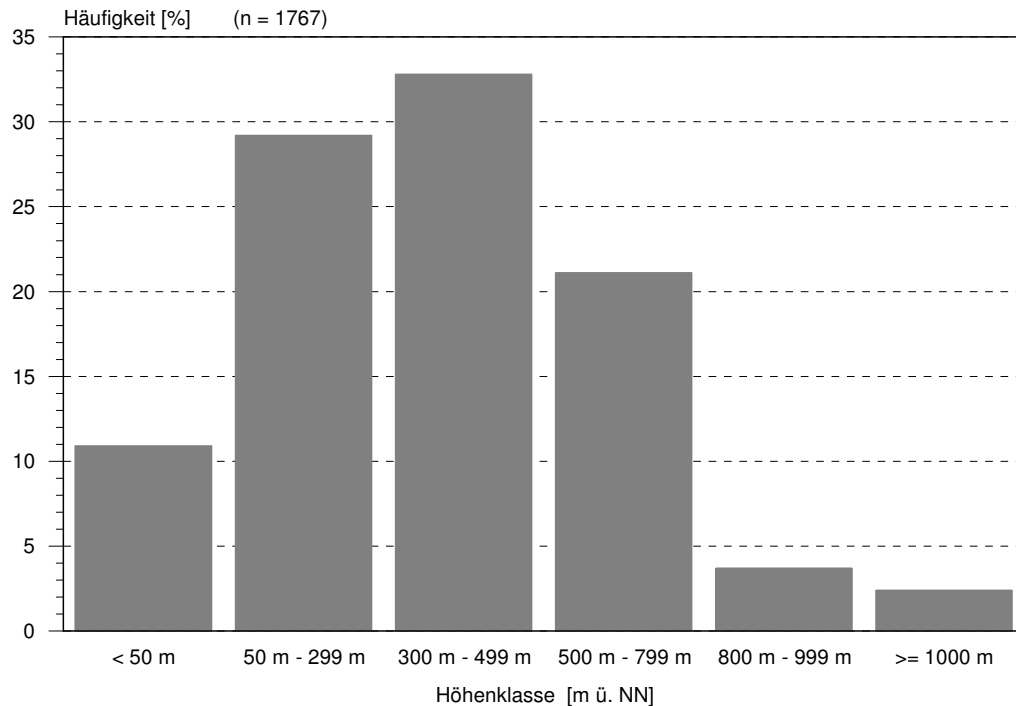


Abb.5: Höhenlage der Erhebungsflächen

5.2 Ergebnisse der Bodenanalysen

In den folgenden Abschnitten werden die Ergebnisse der Laboranalyse wichtiger bodenchemischer Parameter zur Kennzeichnung des Bodenzustandes dargestellt. Nach einer kurzen Erläuterung der Kennwerte werden Klassifizierungs- und Bewertungsmaßstäbe aus der Literatur genannt und die prozentualen kumulativen Häufigkeiten (PKH) der empirischen Merkmalsausprägungen sowie deren räumliche Verteilung erläutert.

5.2.1 Bodenreaktion

Die Bodenacidität wirkt sich auf die Lebensbedingungen der Bodenorganismen, die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die Nitrifizierung und das Auftreten toxisch wirkender Aluminium- und Schwermetallionen aus. Die natürliche Entstehung der Bodenacidität resultiert aus der Bildung von Kohlensäure und organischen Säuren durch mikrobielle Vorgänge und Wurzelatmung sowie aus der Auswaschung bzw. Festlegung von Ca-, Mg- und K-Ionen in der Biomasse. Weiterhin können im Zusammenhang mit periodischen Störungen des Bestandesgefüges auftretende Mineralisierungsschübe, in denen NO_3 entsteht, eine Erhöhung der Bodenacidität bewirken. Hinzu kommt die Wirkung anthropogener Stoffeinträge, deren Säurebildung die ökosysteminterne Versauerung übersteigen kann (vgl. BREDEMEIER & ULRICH 1989). Auf diese Säurebelastung reagieren Böden mit chemischen Reaktionen, bei denen die H^+ -Ionen reversibel bzw. irreversibel gepuffert oder weiter-

geleitet werden. Die pH-Bereiche, innerhalb der bestimmte Puffersubstanzen dominierend für eine pH-Nivellierung sorgen, werden als Pufferbereiche bezeichnet. Übersteigt die gesamte Säurelast die Rate der Pufferung durch Freisetzung von Neutralkationen aus der Silikatverwitterung, muß mit Änderungen des chemischen, biologischen und physikalischen Bodenzustandes gerechnet werden (ULRICH & MATZNER 1983). Derartige Überlastungen der Puffersysteme zeigen in Abhängigkeit vom chemischen Ausgangszustand höchst unterschiedliche ökologische Auswirkungen.

Für die Beschreibung der Versauerung von Waldböden ist ein absinkender pH-Wert ein Indiz, als alleiniges Kriterium jedoch nicht ausreichend. Der pH-Wert beschreibt lediglich die Säurestärke, nicht die im Boden vorhandene Säuremenge. Somit kann auch bei gleichbleibendem pH-Wert - je nach Pufferbereich des Bodens - eine zunehmende Bodenversauerung die Abnahme der Basen- bzw. Zunahme der Säuremenge im Boden bewirken. Änderungen der austauschbar gebundenen Kationen müssen mithin zur Diagnose von Versauerungserscheinungen mit berücksichtigt werden (vgl. Kap.5.2.3).

Die pH-Werte der Lösungsphase des Mineralbodens lassen sich bestimmten Pufferbereichen mit spezifischen ökologischen Funktionen zuordnen, die im folgenden zusammengestellt sind (vgl. ULRICH 1981). Es ist zu beachten, daß in Abhängigkeit von Ausgangsmaterial und Verwitterungsintensität mehrere Pufferungsreaktionen gleichzeitig wirksam werden können und die pH-Wertspannen nach der jeweils **dominierenden** Pufferungsreaktion benannt sind.

Den nachfolgenden Auswertungen liegen die in Salzlösungen (KCl) gemessenen pH-Werte zugrunde. Zusätzlich zu der Ionenkonzentration in der reinen Wassersuspension ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$) erfassen sie einen Teil der an den Austauschern festgelegten Protonen sowie Kationsäuren. Sie können als Maß der bei ungünstigsten Rahmenbedingungen derzeit maximal möglichen Säurestärke interpretiert werden. Im Gegensatz dazu dokumentieren $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte den aktuellen Säurezustand. Sie sind jedoch weniger stabil, d.h sie unterliegen stärkeren saisonalen Schwankungen.

Calciumcarbonatpufferbereich ($\text{pH} > 6.3$)

Kalk (CaCO_3) als Puffersubstanz; optimale Bedingungen für die Mikroorganismen; rasche Umsetzung der Streu; Humusform: Mull

Silikatpufferbereich ($6.3 = \text{pH} > 5.0$)

Säurepufferung an primären Silikaten; Entstehung sekundärer Minerale (Tonmineralneubildung); Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Ionen aus den Silikatgittern; optimale Nährstoffverfügbarkeit; Humusform: Mull bis mullartiger Moder

Austauscherpufferbereich ($5.0 = \text{pH} > 4.2$):

Säurepufferung durch Verwitterung der Restgitter primärer Silikate sowie Freisetzung von Al-Ionen aus den Tonmineralen; Entstehung polymerer Al-Hydroxo-Kationen und Einlagerung in die Tonmineralzwischenschichten; dadurch Reduktion der effektiven Kationenaustauschkapazität sowie Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkaliionen (Basenauslaugung); Rückgang der biotischen Aktivität; Bildung von Auflagehumus (Moder)

Al-Pufferbereich ($4.2 = \text{pH} > 3.8$)

Säurepufferung durch Auflösung der sekundären Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe; Freisetzung von Al^{3+} -Ionen; zunehmend toxische Kationsäurekonzentrationen (vgl. Kap.5.2.3) in der Bodenlösung

Al-Fe-Pufferbereich (3.8 = pH = 3.2)

Säurepufferung durch Auflösung von Eisenhydroxiden; Mobilisierung von Eisen und Huminstoffen; zunehmend H^+ und Fe^{3+} in der Bodenlösung; Säurestreß und Wachstumsstörungen

Fe-Pufferbereich (pH < 3.2):

Säurepufferung durch Auflösung der Fe-Oxide; Fe-Verlagerung (Podsolierung)

Nach BACKES (1993) sind die in Salzlösung bestimmten pH-Werte normalerweise um 0.6 bis 0.8 pH-Wert-Einheiten geringer als die in Wasser gemessenen. Für das BZE-Kollektiv (etwa 10 000 pH-Messungen) ist die Abweichung zwischen pH(KCl) und aktuellem Boden-pH für pH(KCl)-Werte > 4.2 mit ca. 0.6 pH-Einheiten nahezu konstant. Bei pH(KCl) < 4.2 nimmt die Differenz stetig zu und beträgt im extrem sauren Bereich (pH(KCl) < 3.0) ca. 0.8 pH-Einheiten. Dies kann als Folge der erhöhten Protonenkonzentration durch Hydrolyse infolge verstärkter Freisetzung von Al-Ionen gedeutet werden.

Die kumulativen Häufigkeitsverteilungen der in Wasser und KCl gemessenen pH-Werte für die Auflage und den Mineralboden (bis 2 m) sowie die zugehörigen Kartogramme befinden sich im Bd.2, II. Abb.6 zeigt die Verteilung der pH-Werte im Humus sowie im Mineralboden bis 200 cm Tiefe im Überblick. Dargestellt ist die Spanne der pH-Werte (10- bis 90-Perzentil), der Median sowie das 25- und 75-Perzentil. Die pH-Werte im Humus beziehen sich bei Auflage-Humusformen auf die Oh-Lage. Bei Mineralboden-Humusformen wird der pH-Wert des Ah-Horizontes bzw. der ersten Mineralboden-Tiefenstufe angegeben.

Die Häufigkeitsverteilungen der pH-Werte sind insbesondere im Mineralboden deutlich linkssteil, d.h. es besteht eine asymmetrische Verteilungsfunktion, bei der das Häufigkeitsmaximum deutlich in Richtung niedriger pH-Werte verschoben ist. Die linkssteilen Verteilungsfunktionen sind in erster Linie auf den logarithmischen Charakter dieser Variable zurückzuführen; die delogarithmierten pH-Werte (= aktive H^+ -Ionenkonzentrationen) sind annähernd normalverteilt.

Erwartungsgemäß sind die in Wasser gemessenen pH-Werte deutlich höher. In der Tendenz weisen beide Größen jedoch einen ähnlichen Tiefengradienten auf, d.h. niedrige Werte in der Auflage und der ersten Mineralbodentiefe, im Übergang zur Tiefenstufe 10-30 einen sprunghaften und anschließend langsamen aber kontinuierlichen Anstieg der pH-Werte.

Organische Säuren, die bei der mikrobiellen Zersetzung der organischen Substanz freigesetzt werden, führen im Oh-Horizont der **Humusauflage** zu deutlich niedrigeren pH-Werten als im angrenzenden L/Of-Horizont, wo außerdem der Basengehalt der Streu zur Protonenpufferung beiträgt. Für die Berechnung der Häufigkeitsverteilungen der pH-Werte im Humus wurden bei den Auflage-Humusformen die Angaben der Oh oder Of/Oh-Lage herangezogen, bei den Humusformen Mull und mullartiger Moder fließen ersatzweise die Werte der ersten Tiefenstufe des mineralischen Oberbodens (0-5 cm bzw. 0-10 cm) ein. Dadurch werden horizontspezifische pH-Wert-Unterschiede teilweise nivelliert und es ergeben sich nur geringfügige Unterschiede zur obersten Mineralbodenstufe. Etwa 25 % der beprobten Auflagen (bzw. Ah-Horizonte) weisen pH(KCl)-Werte unter 3.0 auf. Betrachtet man nur die Probestpunkte mit **Auflage-Humusformen** (n = 657), so liegt der mittlere pH(KCl)-Wert der Oh-Lagen bei 3.0 (Median). Für 10 % dieser Teilstichprobe werden pH-Werte < 2.6 und für 25 % Werte < 2.75 ermittelt.

In der **Tiefenstufe 0-10 cm** sind fast 30 % der BZE-Standorte dem Eisen-Pufferbereich zuzuordnen. Geht man davon aus, daß bei pH-Werten unter 3.0 Feinwurzelschäden an Fichten und Buchen zunehmend wahrscheinlich werden (vgl. MURACH 1984, ROST-SIEBERT

1985), so wären von dieser Situation bei Zugrundelegen der pH-Werte im oberen Mineralboden, mehr als 10 % aller Standorte betroffen. SVERDRUP & WARFVINGE (1995) weisen anhand von Felduntersuchungen nach, daß unter diesen stark sauren Verhältnissen auch das Stammwachstum reduziert sein kann.

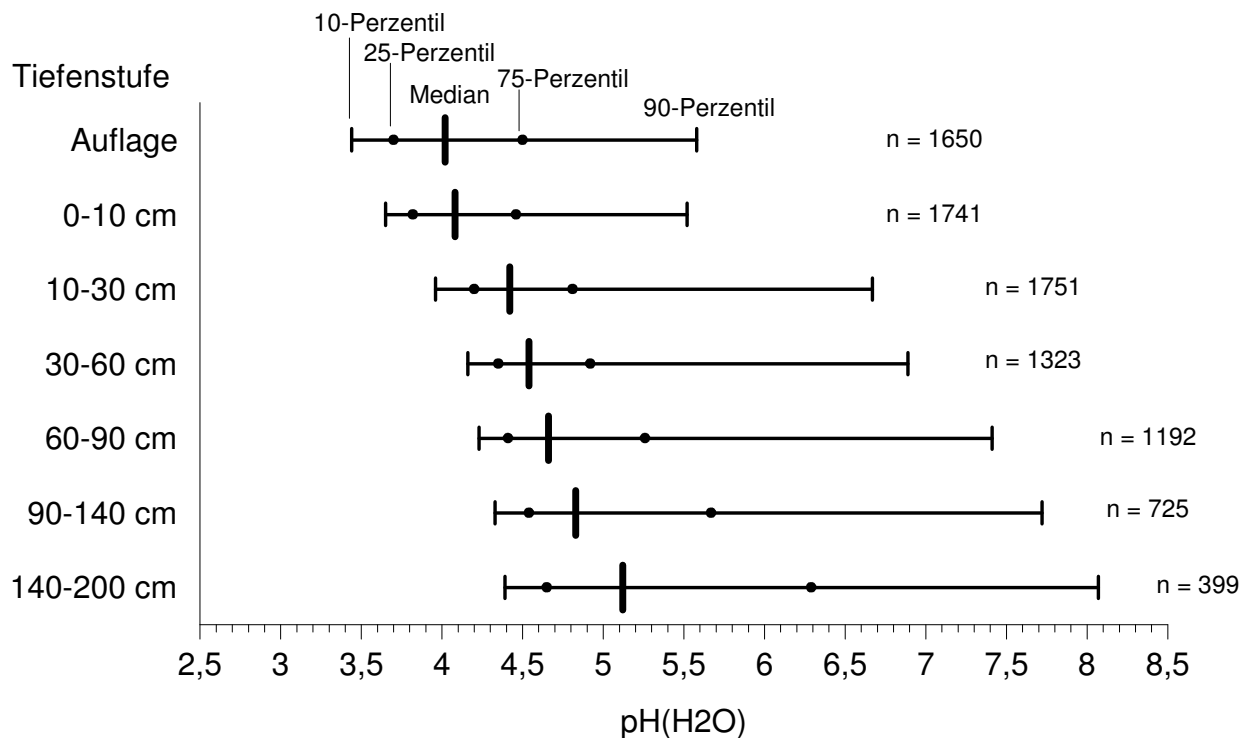
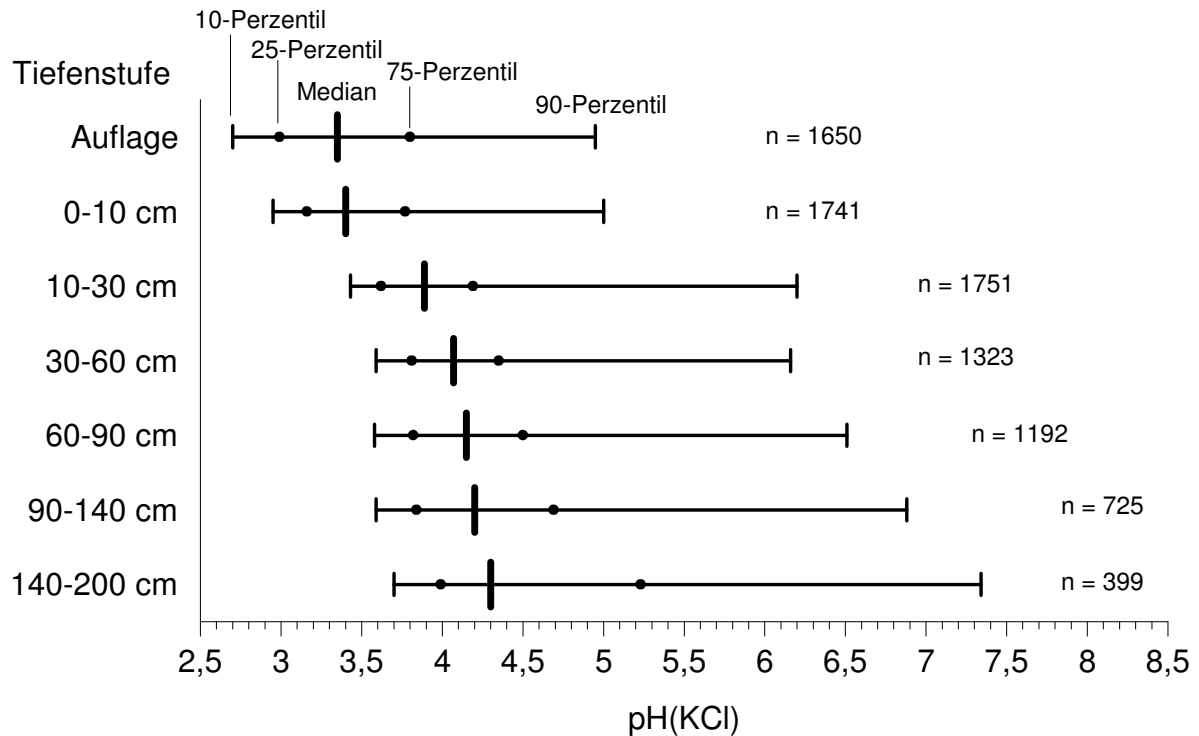


Abb.6: pH-Werte im Humus (Oh-Lage bzw. Tiefenstufe 0-5 cm oder 0-10 cm) und im Mineralboden

Beachtenswert ist die geringe Streubreite der pH(KCl)-Werte im **mineralischen Oberboden (bis 30 cm)** trotz der gegebenen geologischen Vielfalt der Standorte. Etwa 80 % der untersuchten Oberböden befinden sich im Al-, Al / Fe- bzw. Fe-Pufferbereich ($\text{pH} < 4.2$). Dies zeigt eine allgemeine Nivellierung des Bodenchemismus auf niedrigem Niveau an (vgl. BUBERL et al. 1994). Bei den wenigen Standorten mit erhöhten pH(KCl)-Werten im Oberboden dürfte es sich im wesentlichen um gekalkte Flächen oder Standorte auf kalkhaltigem Ausgangssubstrat handeln. Insgesamt weist noch etwa jeder zehnte Standort pH(KCl)-Werte über 5.0 bis in 30 cm Tiefe auf.

Im **Unterboden** zeigen die pH(KCl)-Werte für den überwiegenden Teil der BZE-Standorte mit zunehmender Tiefe einen allmählichen Übergang vom Al-Pufferbereich zum Austauscherpufferbereich an. Die durchschnittlichen pH-Werte (Mediane) variieren in Abhängigkeit von der Tiefenstufe zwischen 4.1 (30 - 60 cm) und 4.3 (140 - 200 cm). Lediglich bei den kalkfreien Lockersedimenten über kalkhaltigem Substrat und den Sanden (Substratgruppen 2 bzw. 6) ist schon ab Tiefen von 30-60 cm ein gegenüber dem Oberboden relevanter pH-Wert-Anstieg zu beobachten (Abb.7). Unerwartet niedrig sind die pH-Werte der als geogen besser basenversorgt ausgewiesenen Substratgruppe 8 (Granite, Gneise u.ä.).

Für die in der BZE-Stichprobe häufig vertretenen **Bodentypen** Braunerde (B), Parabraunerde (L), Pseudogley (S) und Podsol (P) ist die prozentuale Verteilung der pH(KCl)-Werte bis in eine Tiefe von 90 cm in Abb.8 dargestellt. Dabei wurden nur diejenigen BZE-Punkte berücksichtigt, für die Proben in allen Tiefenstufen analysiert wurden. Es zeigt sich, daß die Parabraunerden, Pseudogleye und Braunerden einen bezüglich der pH-Wert-Verteilung ähnlichen Tiefengradienten aufweisen. Extrem sauer (Fe-Pufferbereich) ist hier i.a. nur der Oberboden. Insgesamt überwiegen Standorte im Al/Fe-Pufferbereich. Die Podsole unterscheiden sich von dieser Gruppe durch den deutlich höheren Anteil von Standorten im Fe-Pufferbereich. Aufgrund der geringen pH-Werte nicht nur im Oberboden sondern im gesamten Wurzelraum (bis 60 cm) muß, insbesondere bei Podsolen, mit einem erhöhten Säurebelastungsrisiko für das Waldökosystem sowie möglicherweise auch für das Grund- und Quellwasser gerechnet werden.

Weil organische Säuren überwiegend im Bh-Horizont polymerisieren, sind diese unterhalb des Bh-Horizontes saurer Waldböden mengenmäßig nur von geringer Bedeutung für die Bodenacidität. Die Acidität resultiert in diesem Tiefenbereich vor allem aus der Dissoziation von Kohlensäure, die bei der Wurzel- und Zersetzeratmung freigesetzt wird und zu einer pH-Einstellung von minimal 5.0 in der Bodenlösung führen kann. Die bundesweite BZE-Auswertung zeigt indes, daß die pH-Werte im Unterboden häufig geringer sind. So liegen beispielsweise die pH(KCl)-Werte von etwa 15 % der BZE-Flächen in 140 bis 200 cm Tiefe unter 3.8. In Rheinland-Pfalz ist dies sogar auf 30 % der Standorte der Fall (BLOCK et al. 1991). Die Ergebnisse von Rammkernbohrungen bis 5 m Tiefe, die im Saarland im Rahmen der BZE zusätzlich durchgeführt worden sind, machen das Ausmaß der Tiefenversauerung besonders deutlich. Es zeigt sich, daß für die Mehrzahl der Profile auf Buntsandstein innerhalb des beprobten Tiefenbereiches die Tiefenlage der Versauerungsfront (Wechsel vom Austauscher- in den Silikatpufferbereich) noch nicht erreicht wird. Die pH-Werte im Untergrund liegen zwischen 3.8 - 4.2 bei Messung in KCl bzw. zwischen 4.5 - 5.2 bei Messung in H_2O (BACKES 1993). Generell kann nach BACKES davon ausgegangen werden, daß durch die tiefgründige Versauerung, wie sie auf den silikatarmen und kalkfreien Waldstandorten häufig auftritt, die Gefährdung der Hydrosphäre (unter entsprechenden hydrogeologischen und klimatischen Verhältnissen) nicht mehr auszuschließen ist. Auch in Baden-Württemberg (Schwarzwald, Odenwald) weisen die pH-Messungen im Unterboden auf eine Tiefenversauerung hin, deren wesentliche Ursache im atmogenen Eintrag starker anorganischer Mineralsäuren (z.B. H_2SO_4 , HNO_3) gesehen wird (BUBERL et al. 1994).

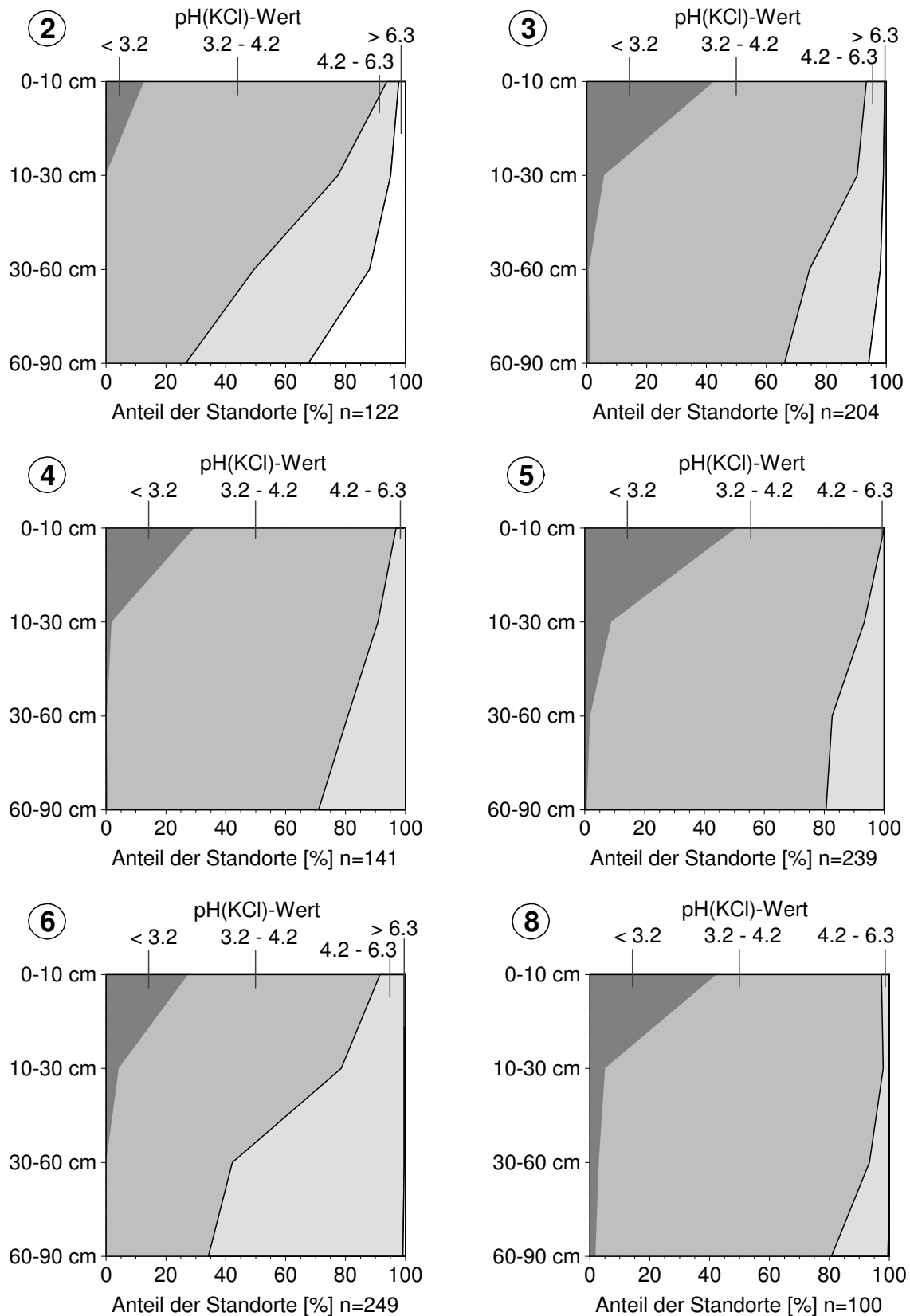


Abb.7: Anteile der pH-Wert-Stufen nach Tiefenstufen und Substratgruppen

Substratgruppen: 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

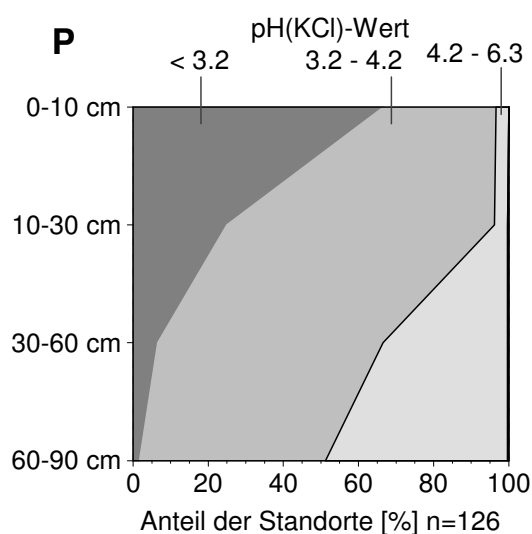


Abb.8: Anteile der pH-Wert-Stufen nach Tiefenstufen und Hauptbodentypen Braunerde (B), Parabraunerde (L), Podsol (P), Pseudogley (S)

Die **Kartogramme der pH(KCl)-Wertstufen** (Pufferbereiche) zeigen für weite Teile Deutschlands in der obersten Mineralboden-Tiefenstufe (**0 - 10 cm**) pH-Werte unterhalb des Al-Pufferbereichs ($\text{pH} < 3.8$). Substratbedingt heben sich lediglich die Schwäbisch-Fränkische Alb, die Randplatten des Thüringer Beckens sowie der Bayerische Alpenraum durch deutlich höhere pH-Werte ab. Tendenziell höhere pH-Werte, die nicht auf das Substrat zurückgeführt werden können, kennzeichnen auch das Nordostdeutsche Tiefland. U.U. machen sich hier die in der Vergangenheit vergleichsweise geringere Säuredepositionen in Verbindung mit hohen Einträgen basischer Flugaschen bemerkbar. Für die relativ hohen pH-Werte in Hessen liegt keine eindeutige Erklärung vor, möglicherweise sind sie methodisch bedingt (Labor mit Trend zu Mehrbefunden bei der Ringanalyse).

Bemerkenswert ist, daß in der nachfolgenden Tiefenstufe **10-30 cm** die meisten Probeflächen zwar um eine pH-Wert-Stufe besser zu bewerten, aber häufig immer noch in den Fe/Al-Pufferbereich einzuordnen sind. Deutlich niedrigere pH-Werte als der Durchschnitt weisen in dieser Tiefenstufe v.a. das niedersächsische Tiefland, fast alle Punkte aus Sachsen, der

Nordschwarzwald, sowie weite Teile von Rheinland-Pfalz auf. Außerdem heben sich der Spessart, die Mittelgebirgskette Bayerischer-Franken-Thüringerwald sowie das Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügelland durch ungünstigere pH-Werte ab. Für den Nordschwarzwald und weite Teile von Rheinland-Pfalz und Sachsen zeigt sich auch in der nächsten Tiefenstufe (**30 - 60 cm**) keine gravierende Verbesserung.

In größerer Tiefe (**ab 140 cm**) differenzieren die pH-Werte im Nordostdeutschen Tiefland die Böden auf Geschiebelehm / -mergel mit pH-Werten, die überwiegend im Austauscher- und Silikatpufferbereich liegen von den tendenziell saureren Standorten auf Geschiebesand.

5.2.2 Humusstatus

Der Begriff Humus wird hier synonym für die organische Substanz gebraucht. Zur organischen Substanz der Böden zählen alle in und auf dem Boden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische Umwandlungsprodukte. Der Humuskörper durchsetzt im Boden teils den Mineralkörper, teils bedeckt er diesen als Auflagehumus (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1989). Auf tonmineral-armen Böden bildet der Humus im Mineralboden den wichtigsten Kationenaustauscher und reguliert damit wesentlich den Nährstoffhaushalt. Die C-, N- und P-Vorratsmengen in der Humusaufgabe geben Hinweise auf die Funktionsfähigkeit der ökosystemaren Stoffkreisläufe (Nährstoffaufnahme / Streufall / Mineralisierung). C/N- und C/P-Verhältnisse beschreiben allgemein die mikrobiellen Zersetzungsbedingungen und dienen der Beurteilung der stofflichen Zusammensetzung und Qualität der organischen Substanz. Im Zusammenhang mit Fragen nach depositionsbedingten Bodenzustandsveränderungen ist es von besonderem Interesse, in welchem Maß die Humusdynamik aktuell durch den Einfluß saurer Niederschläge und N-Einträge beeinflusst wird und inwieweit Entkopplungen der ökosystemaren Stoffkreisläufe feststellbar sind.

Humusform

Bei den **morphologisch abgeleiteten** Humusformen Mull, mullartiger Moder, typischer Moder, rohhumusartiger Moder und Rohhumus handelt es sich um die typischen Humusformen terrestrischer Waldstandorte. Während beim Mull gute Streuabbaubedingungen vorliegen (hohe biologische Aktivität), verbleibt beim Rohhumus ein wesentlicher Anteil mehr oder weniger zersetzter Streu als Humusaufgabe auf dem Mineralboden. Zwischen der Nährkraft des Standortes und der biologischen Aktivität bildet sich mittel- bis langfristig ein Gleichgewicht aus, das in der Humusform zum Ausdruck kommt, durch schneller wirksame Prozesse (z.B. Stoffeinträge, Baumartenwahl) aber überprägt sein kann.

Für die Beschreibung der morphologischen Humusform sind nach der BZE-Anleitung 23 Klassen (Haupt- und Unterformen) möglich. Übergangsformen werden analog zum Vorgehen bei der Bodentypenklassifikation durch eine Kombination der vorkommenden Humusformen dargestellt. Für die bundesweite BZE-Auswertung erfolgte eine Zuordnung der im Gelände angesprochenen morphologischen Humusform zu den Klassen Mull, Moder (mullartiger ~, typischer ~, rohhumusartiger ~) und Rohhumus. Weitere Unterteilungen wurden aufgrund der ansonsten mangelhaften Klassenbesetzung nicht vorgenommen.

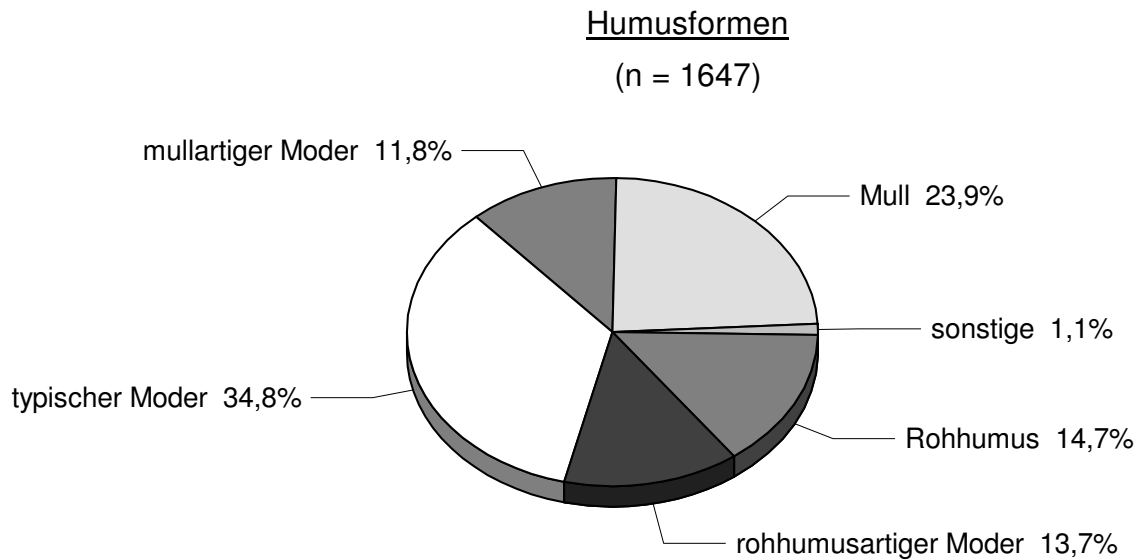


Abb.9: Prozentualer Anteil der Haupt-Humusformen

Je ein Drittel der BZE-Standorte kann den biologisch aktiveren Humusformen (Mull, mullartiger Moder) bzw. dem typischen Moder zugeordnet werden (Abb.9). Auf die Humusformen mit geringer biologischer Aktivität (rohhumusartiger Moder, Rohhumus) entfallen weitere 28 % der Standorte.

Die kartenmäßige Darstellung der Humusformen (vgl. Bd.2, III/1) läßt **räumliche Muster** erkennen. Die biologisch aktiveren Humusformen treten schwerpunktmäßig auf Kalkstein (Kalkalpen, Schwäbisch-Fränkische Alb) sowie in den Mittelgebirgen Weserbergland (Eggegebirge), östlicher Westerwald und den nördlichen Randplatten des Thüringer Beckens auf. Standorte mit Rohhumus kommen gehäuft im Thüringer Wald, dem Erz- und Fichtelgebirge, dem Spessart sowie im gesamten Norddeutschen Tiefland vor.

Die Stratifizierung der Humusformen nach **Substratgruppen** bestätigt diese räumlichen Verteilungsmuster (vgl. Abb.10). Das Hauptvorkommen von Mull konzentriert sich auf die Substratgruppen 1 und 2. Die Entkalkung der Oberböden der Substratgruppe 2 führt jedoch bereits zu einem deutlichen Anstieg ungünstigerer Humusformen. Bei allen anderen Substratgruppen überwiegen Moderhumusformen. Zwischen diesen Substratgruppen differenziert im wesentlichen der Anteil von Standorten mit Rohhumus. Substratgruppe 6 weist den höchsten Anteil ungünstiger Humusformen auf (53 % Rohhumus und rohhumusartiger Moder).

Die Verteilung der Humusformen auf die **Haupt-Bodentypen** geht aus Tab.7 hervor. Die Humusform Mull überwiegt auf carbonathaltigen bzw. tonmineralreichen Böden (Terra fusca, Pelosol, (Para-)Rendzinen). Bei Parabraunerden dominieren Humusformen im Übergangsbereich von Mull zu Moder. Braunerde, Gley und Pseudogley zeichnen sich durch eine breite Variation der Humusformen aus, wobei typische Moder am häufigsten sind. Rohhumus überwiegt bei den Bodentypen Podsol und Regosol / Ranker.

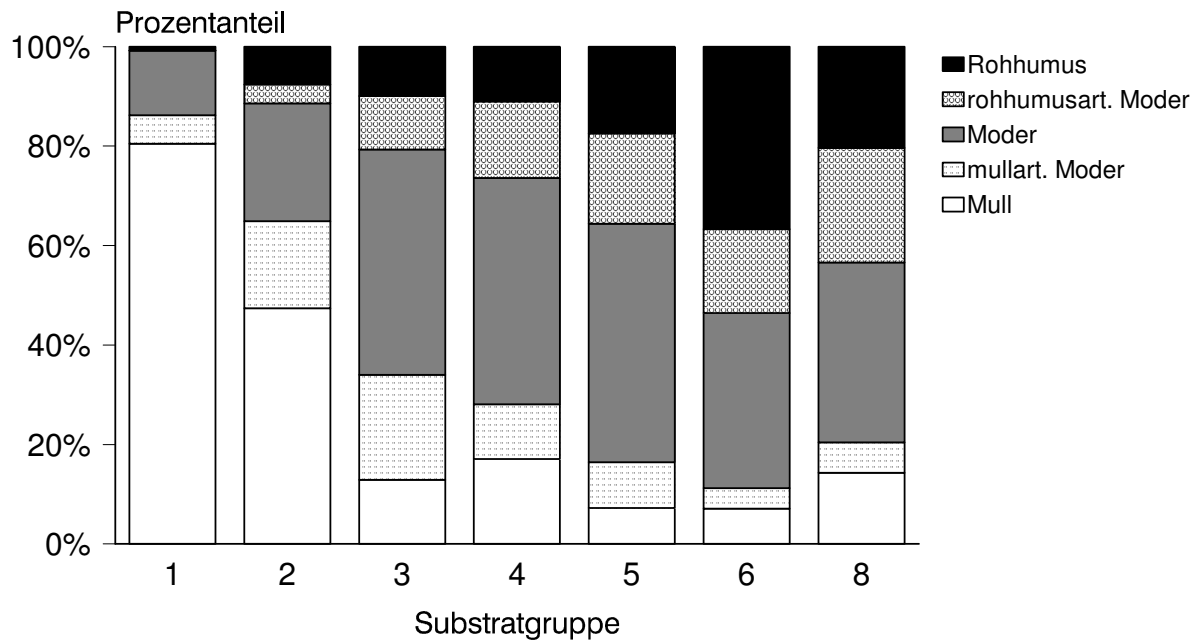


Abb.10: Humusformenverteilung innerhalb der Substratgruppen

Substratgruppen: 1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Tab.7: Prozentuale Verteilung der Humusformen nach Haupt-Bodentypen

	Braunerde n=945	Terra fusca n=67	Pelosol n=22	Gley n=75	Para- braunerde n=103	Podsol n=129	Regosol Ranker n=25	(Para-) Rendzina n=71	Pseudo- gley n=185
Mull	16	84	41	28	29	5	12	86	21
mullartiger Moder	11	10	2	13	25	2	4	3	11
typischer Moder	42	6	33	30	39	34	28	11	41
rohhum. Moder	15	0	5	5	5	25	12	0	17
Rohhumus	16	0	9	24	2	34	44	0	10

C-Vorrat

Die C-Vorräte der Waldböden sind an die Humusmenge gebunden. Je nach Abbaubedingungen der Waldstreu findet sich Humus als **Auflage** auf dem Mineralboden bzw. im **Mineralboden** selbst.

Die C-Vorräte der **Humusauflage** schwanken zwischen 4 t/ha bis 43 t/ha (10- bis 90-Perzentil; vgl. Bd.2, III/2). Der Median liegt bei 18 t/ha. Extrem hohe Auflagevorräte (> 100 t/ha) sind an hydromorph beeinflusste Böden mit Feuchthumusformen gebunden.

Die C-Vorräte im **Wurzelraum** (Mineralboden bis 60 cm Tiefe + Humusauflage) variieren zwischen 49 und 173 t/ha (10- bis 90-Perzentil). Im Durchschnitt liegen 91 t/ha Kohlenstoff im Wurzelraum vor. Somit befindet sich im Wurzelraum etwa fünfmal soviel Kohlenstoff wie in der Humusauflage. In Anlehnung an den Bewertungsrahmen des AK STANDORTS-KARTIERUNG (Anhang II) entsprechen die Wurzelraumvorräte den Klassen *gering* bis *mittel*. *Hohe* und *sehr hohe* Vorräte (> 200 t/ha) weisen nur 6 % der BZE-Punkte auf. Auch bei Berücksichtigung der Tiefenstufe bis 90 cm ergeben sich keine gravierenden Unterschiede zu dieser Einschätzung. Der Median liegt dann bei 99 t/ha.

Zwischen den **Humusformen** läßt sich im Wurzelraum nur ein schwacher Anstieg der Medianwerte von Mull zum Rohhumus erkennen (Abb.11). Die hohe Streuung der C-Vorräte innerhalb der Humusformen erlaubt jedoch keine eindeutige Trennung der Gruppen. Die Mediane, 10- und 90-Perzentile der C-Vorräte in der Auflage zeigen erwartungsgemäß deutlichere Unterschiede zwischen den Humusformen. **Die Humusform bestimmt demnach vor allem die vertikale Verteilung und nur im geringen Maß die absolute Kohlenstoffmenge im Wurzelraum.**

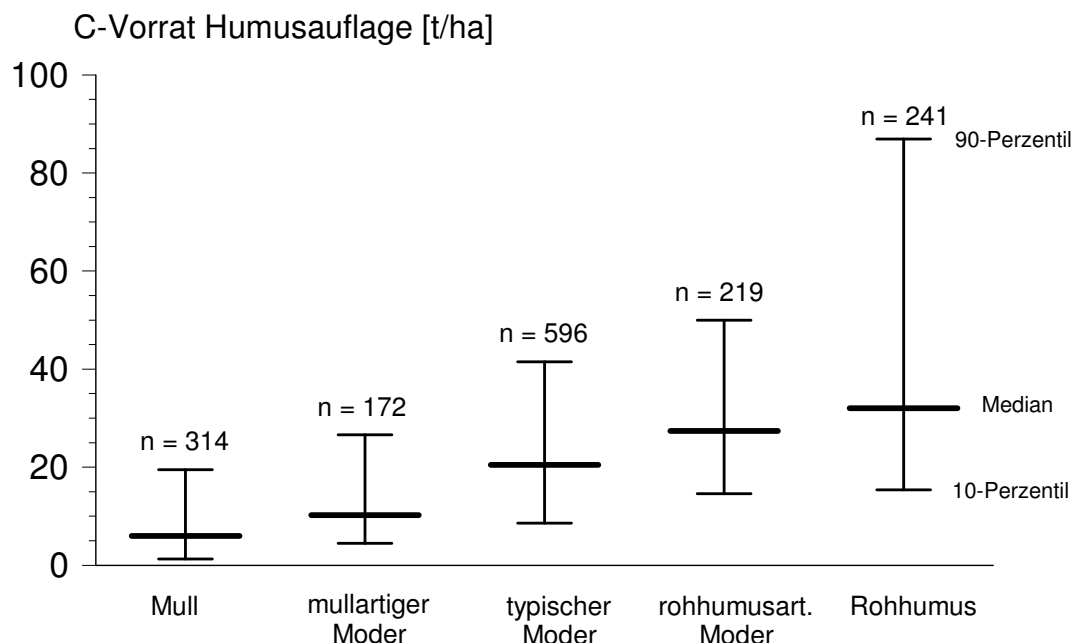


Abb.11: C-Vorräte im Wurzelraum und in der Auflage stratifiziert nach Humusformen

Die **räumliche Verteilung** der C-Vorräte in der **Auflage** ist nach Perzentilklassen in Abb.12 dargestellt. Höhere C-Vorräte weisen einerseits einige hochmontane Mittelgebirgsräume auf (Schwarzwald, Fichtelgebirge und Thüringer Wald, Harz und Erzgebirge). Andererseits tritt das gesamte, überwiegend nadelbaumbestockte und von ärmeren Sandstandorten dominierte Altpleistozän des Norddeutschen Tieflandes hervor. Auf diesen Standorten befinden sich im **Wurzelraum** dagegen nur *sehr geringe* bis *geringe* C-Vorräte (vgl. Bd.2, III/2). *Hohe* C-Vorräte im Wurzelraum finden sich schwerpunktmäßig im Südschwarzwald, dem Thüringer Wald und den vom Nordseeklima beeinflussten Bereichen Niedersachsens und Schleswig-Holsteins.

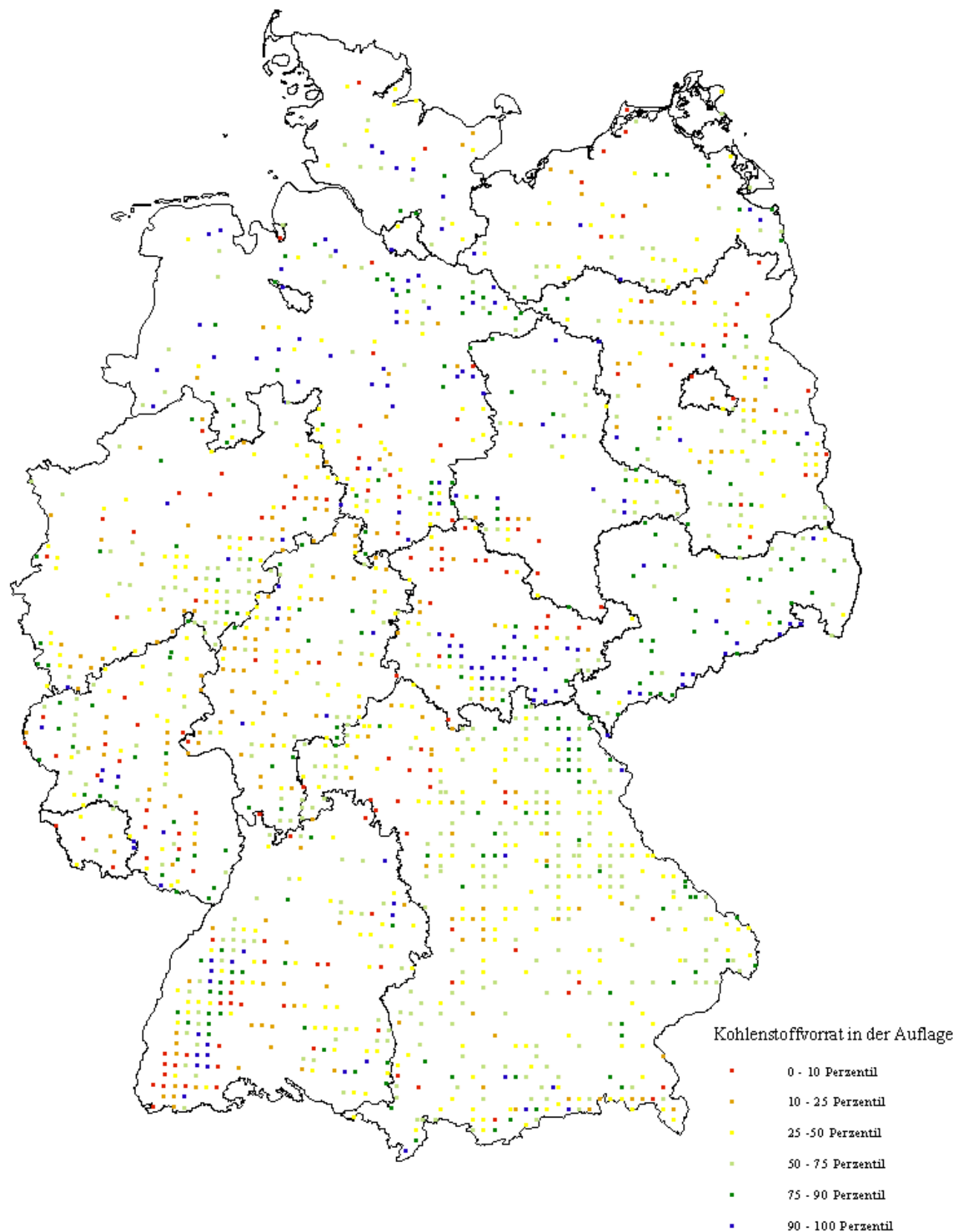


Abb.12: Räumliche Verteilung der C-Vorräte in der Auflage (Perzentilklassen)

N-Vorrat

Die Stickstoffvorräte der **Humusaufgabe** liegen durchschnittlich bei 0.77 t/ha (vgl. Bd.2, III/3). Fast 10 % der Standorte weisen sehr hohe N-Vorräte (> 2 t/ha) in der Auflage auf. Die auftretenden Extreme korrespondieren mit extrem humusreichen Moorstandorten.

Im **Wurzelraum** (Auflage + Mineralboden) ist der N-Vorrat mit 5.8 t/ha (Median) etwa achtmal so groß wie in der Auflage. In Anlehnung an die Bewertungsrahmen des AK STANDORTSKARTIERUNG (Anhang II) entspricht dies einem *mittleren* N-Vorrat. *Hohe* und *sehr hohe* N-Vorräte (> 10 t/ha) weisen 15 % der BZE-Punkte auf.

Die **räumliche Verteilung** der N-Vorräte im Wurzelraum gleicht derjenigen der C-Vorräte (vgl. Bd.2, III/3). Unterschiede zwischen den N- bzw. C-Bewertungsstufen treten jedoch in Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg sowie dem Rheinischen und Nordhessischen Schiefergebirge auf. In diesen Regionen werden die N-Vorräte tendenziell in höhere Bewertungsklassen eingestuft als die C-Vorräte.

Die **Stratifizierung** der Stickstoffvorräte in der Auflage und im Wurzelraum **nach Humusformen** (Abb.13) führt zu ähnlichen Ergebnissen wie bei den C-Vorräten. Die Mediane der N-Vorräte im Wurzelraum unterscheiden sich zwischen den Humusformen bei Berücksichtigung der Streuung praktisch nicht. Auffallend sind lediglich die erhöhten N-Vorräte (90-Perzentil) bei der Humusform Mull. Hierin zeigen sich die überwiegend guten Mineralisationsbedingungen unter dieser Humusform, die zu einem relativen Anstieg des Stickstoffvorrats gegenüber dem Kohlenstoffvorrat im Mineralboden durch Akkumulation N-reicherer Verbindungen in der organischen Substanz führen. Die N-Vorräte in der Auflage lassen einen deutlichen graduellen Anstieg der Mediane sowie der 10- und 90-Perzentile vom Mull zum Rohhumus erkennen. **Mit zunehmender biologischer Aktivität befindet sich somit ein höherer Anteil des Gesamtstickstoffs im Mineralboden.** Dieses Ergebnis entspricht dem für Kohlenstoff bereits konstatierten.

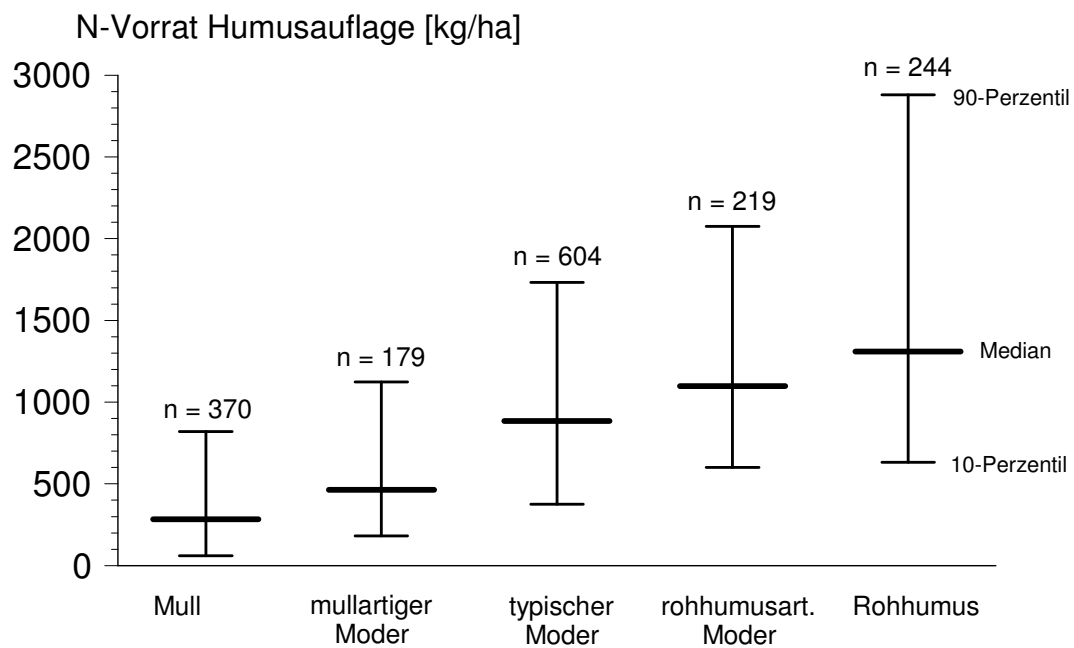
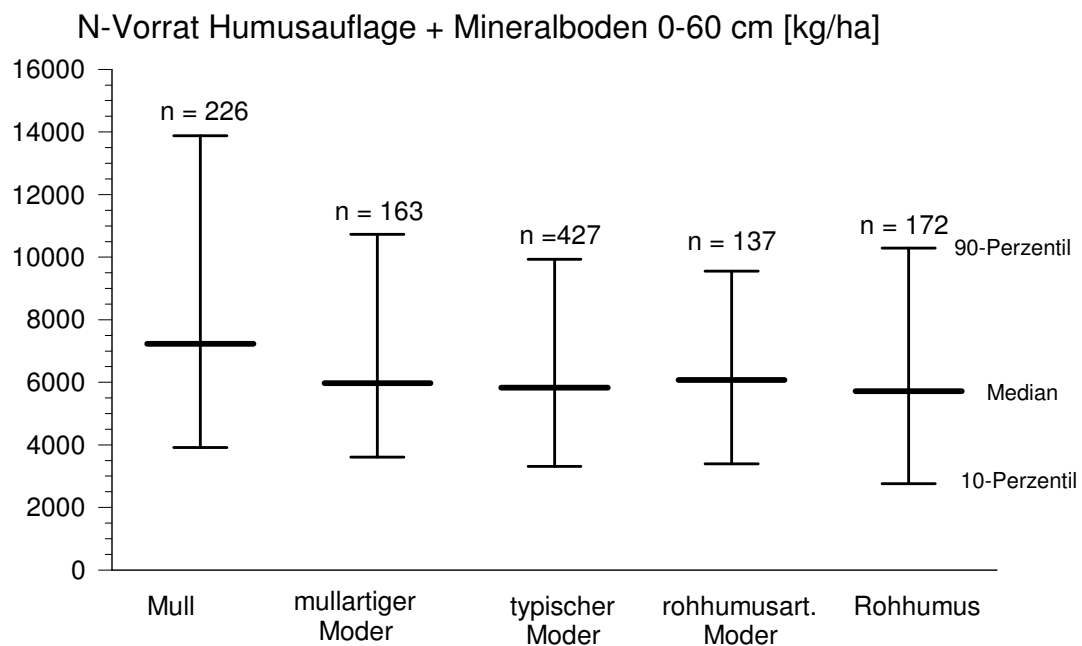


Abb.13: N-Vorräte im Wurzelraum und in der Humusauflage stratifiziert nach Humusformen

P-Vorrat

Phosphor liegt in Waldböden in anorganischen und organischen Bindungsformen vor. Die in der Literatur für die organische Fraktion angegebenen Werte betragen 20-80 % des Phosphor-Gesamtgehaltes (SCHINNER & SONNLEITNER 1996). Das anorganische Phosphat liegt entweder in Form schwer löslicher Orthophosphate vor oder ist mit unterschiedlicher Intensität an die Bodenaustauscher (v.a. Fe- und Al-(Hydr)oxide) gebunden. Bei hohem Calciumgehalt (Carbonatpufferbereich) kommt es zur Ausfällung von schwer löslichen Calciumphosphaten. Im stark sauren Bereich ($\text{pH} < 4$) erfolgt die Bildung von ebenfalls schwer löslichen Al- und Fe-Phosphaten. Die beste Zugänglichkeit von Phosphor für Pflanzen besteht somit im mäßig sauren pH-Bereich (pH ca. 4 - 6). Dann ist ein hoher Anteil des Bodenphosphats austauschbar an Sesquioxide gebunden und bildet so die wesentliche Phosphorquelle der Pflanzen.

Die ermittelten P-Vorräte, die sowohl organischen als auch anorganischen Phosphor beinhalten, betragen in der Auflage im Durchschnitt (Median) lediglich 42 kg/ha. Demgegenüber sind im Wurzelraum im Mittel 1840 kg/ha Phosphor fixiert. Dies entspricht mehr als dem 40-fachen der Auflagevorräte. Hierin zeigt sich, daß das im Mineralboden unterschiedlich intensiv gebundene, anorganische Phosphat mengenmäßig eine erhebliche Rolle für den gesamten P-Vorrat im Wurzelraum spielt.

In Abb.14 ist die Stratifizierung der P-Vorräte nach **Humusformen** dargestellt. Bei den P-Vorräten in der Humusaufgabe spiegeln die Unterschiede zwischen den Humusformen im wesentlichen die von der biologischen Aktivität abhängigen unterschiedlichen Mengen organischer Substanz wider (vgl. C/P-Verhältnis). Die Darstellung in Abb.14 entspricht daher weitgehend denjenigen für Kohlenstoff und Stickstoff (s.o.). Die Stratifizierung der P-Vorräte im Wurzelraum zeigt indes noch stärker als dies bei den N-Vorräten zu beobachten war, daß bei den biologisch aktiveren Humusformen (Mull, mullartiger Moder) bedeutende P-Vorräte im Mineralboden vorliegen. Hierbei handelt es sich um gegenüber der Streuaufgabe P-reichere organische Verbindungen, sowie um im Zuge der Mineralisation freigesetztes, im Mineralboden gebundenes Phosphat. Letzteres dürfte aufgrund der häufig carbonathaltigen Mullstandorte zu einem großen Teil in Form von nicht pflanzenverfügbarem Calciumphosphat (Hydroxylapatit) vorliegen.

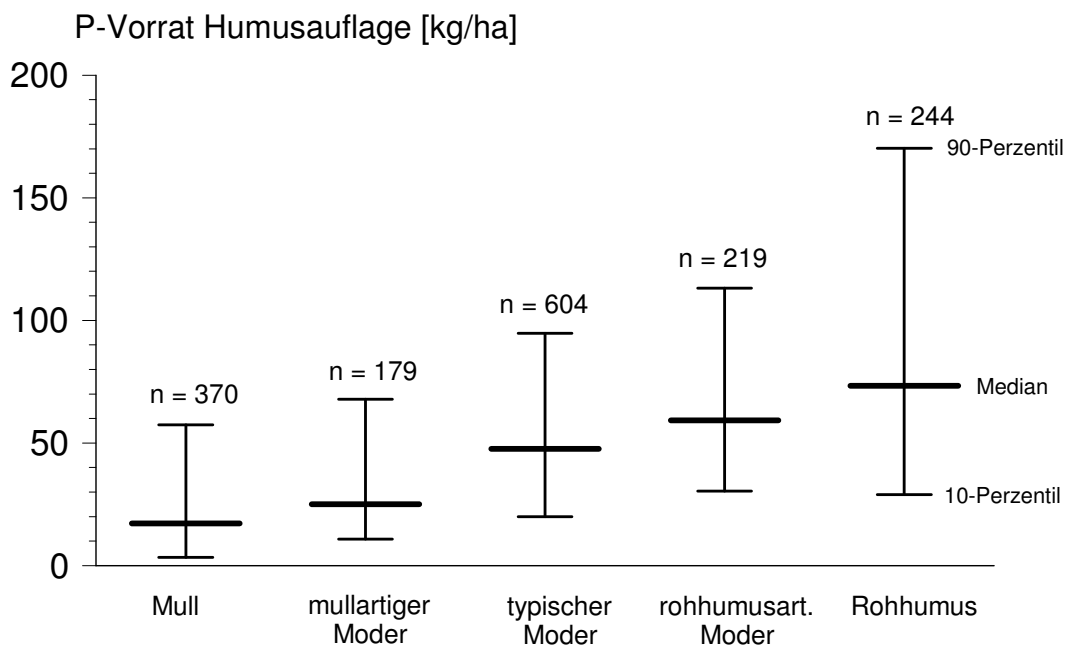
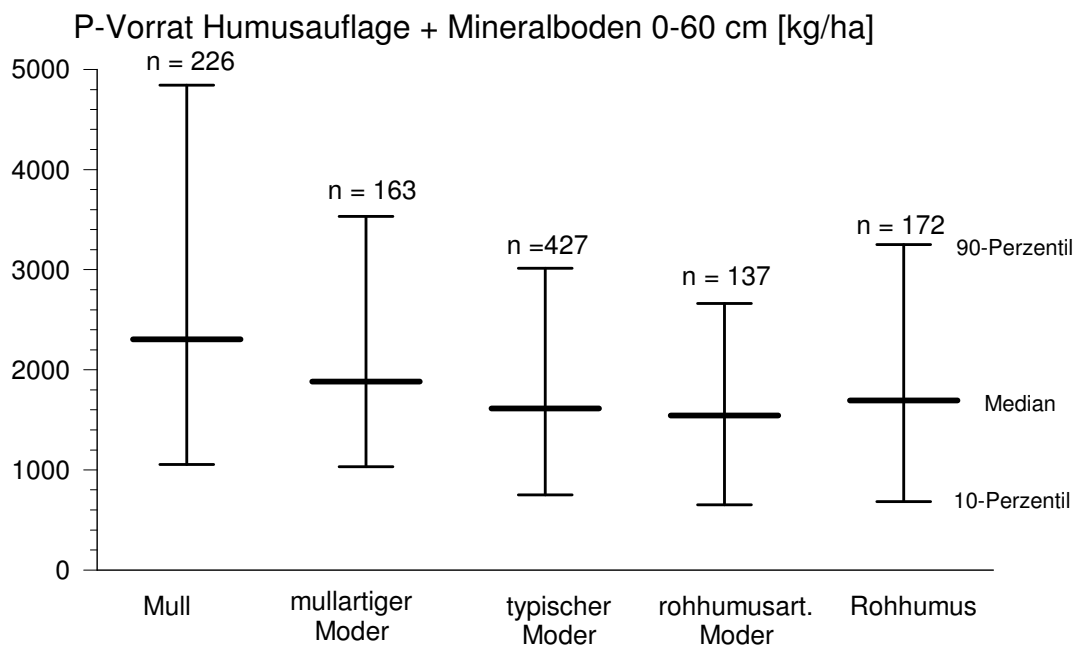


Abb.14: P-Vorräte im Wurzelraum und in der Humusauflage stratifiziert nach Humusformen

C/N-Verhältnis

Bei den nachfolgenden Auswertungen ist zu berücksichtigen, daß die analytischen Kennwerte (C/N-Verhältnis, pH-Wert) in Abhängigkeit von der Humusform aus unterschiedlichen Tiefenstufen stammen. In Anlehnung an die Bewertungsrahmen des AK STANDORTS-KARTIERUNG werden die C/N-Verhältnisse bei Moder und Rohhumus im Oh-Horizont der Auflage bestimmt, bei mullartigen Humusformen hingegen im obersten Mineralbodenhorizont. Aus Gründen unterschiedlicher Datenverfügbarkeit wurden in dieser Auswertung anstelle des Oh-Horizontes auch Analyseergebnisse von Mischproben aus Oh/Of-Horizonten herangezogen. Die Mineralbodenwerte (für Mull und mullartigen Moder) entstammen den Tiefenstufen 0-5 cm oder 0-10 cm.

Das C/N-Verhältnis gilt als Indikator für die biologische Bodenaktivität und als Maßstab für die Humusqualität. Je enger das C/N-Verhältnis ist, desto günstiger ist die Bioverfügbarkeit des Stickstoffs und entsprechend höher die Mineralisationsrate. Bei engen C/N-Verhältnissen überwiegt ferner der Huminsäureanteil der organischen Substanz, der eine höhere Austauschkapazität der Böden bewirkt. Im allgemeinen gelten C/N-Verhältnisse < 20 als Anzeichen für günstige Zersetzungsbedingungen, unter denen es zu einer deutlichen Freisetzung von organisch gebundenem Stickstoff kommt. Bei C/N-Verhältnissen > 25 ist indes die Mikroorganismen-tätigkeit und damit der Streuabbau gehemmt, wodurch verstärkt Auflagehumus akkumuliert.

Die **Häufigkeitsverteilung** der C/N-Verhältnisse (vgl. Bd.2, III/5) läßt folgende Merkmale erkennen: Der Median liegt bei 21.5 und wird als *mäßig weit* eingestuft. Fast 90 % der BZE-Punkte befinden sich im Bereich *mäßig enger* bis *weiter* C/N-Verhältnisse mit dem Häufigkeitsschwerpunkt bei *mäßig weiten* bis *weiten* Werten ($20 < C/N < 35$). *Sehr enge* und *enge* ($C/N < 12$) sowie *sehr weite* C/N-Verhältnisse ($C/N > 35$) treten jeweils auf nur etwa 5 % der untersuchten Standorte auf.

Die **regionale Verteilung** der Bewertungsstufen geht aus der kartographischen Darstellung in Bd.2 hervor. Die zu erkennenden räumlichen Muster korrespondieren weitgehend mit der Verteilung der Humusformen (s.o). Überwiegend *mäßig enge* bis *enge* C/N-Verhältnisse ($C/N < 16$) finden sich auf den carbonathaltigen Standorten mit mullartigen Humusformen (Kalkalpen, Schwäbisch-Fränkische Alb). Weitere Schwerpunkte liegen im Raum Westerwald / Vogelsberg, im Weserbergland und den nördlichen Randplatten des Thüringer Beckens. Daneben sind im Küstenraum des Norddeutschen Tieflandes (Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern) Standorte mit engen C/N-Verhältnissen verbreitet. *Weite* und *sehr weite* C/N-Verhältnisse (> 25) treten punktuell in ganz Deutschland auf, ohne daß sich eindeutig räumlich begrenzte Verbreitungsschwerpunkte erkennen lassen. In den Gebieten, für die überwiegend die Humusformen Rohhumus und rohhumusartiger Moder konstatiert wurden (Thüringer Wald, Fichtelgebirge, Spessart, gesamtes Norddeutsches Tiefland), treten *weite* C/N-Verhältnisse gehäuft auf.

Die Stratifizierung der C/N-Verhältnisse nach **Humusformen** (Abb.15) läßt zwischen den Böden mit typischem und rohhumusartigem Moder sowie Rohhumus keinen Unterschied erkennen. Die Werte liegen bei etwa 24 und sind damit als *mäßig weit* zu bewerten. Die Humusformen Mull und mullartiger Moder weisen dagegen deutlich engere C/N-Verhältnisse (Median $\cong 16$) auf. Da für die Ermittlung der C/N-Verhältnisse dieser Humusformen konventionell der mineralische Oberboden und nicht die Auflage zugrundegelegt wird, ist der sprunghafte Anstieg von mullartigem zu typischem Moder auch methodisch bedingt. In der stark zersetzten organischen Substanz des Mineralbodens ist grundsätzlich von einem engeren

C/N-Verhältnis als in der vergleichsweise schwach zersetzten Streu der Humusaufgabe auszugehen.

Sieht man von diesen - zum Teil methodisch bedingten - Unterschieden der mittleren C/N-Verhältnisse der Humusformen ab, so bestätigt sich mithin auch für die bundesweite BZE-Stichprobe der in einzelnen Länderauswertungen ermittelte Befund, wonach aus der makromorphologisch ermittelten Humusform insbesondere bei den Auflage-Humusformen nicht mehr auf einen spezifischen C/N-Bereich geschlossen werden kann (vgl. BUBERL et al. 1994).

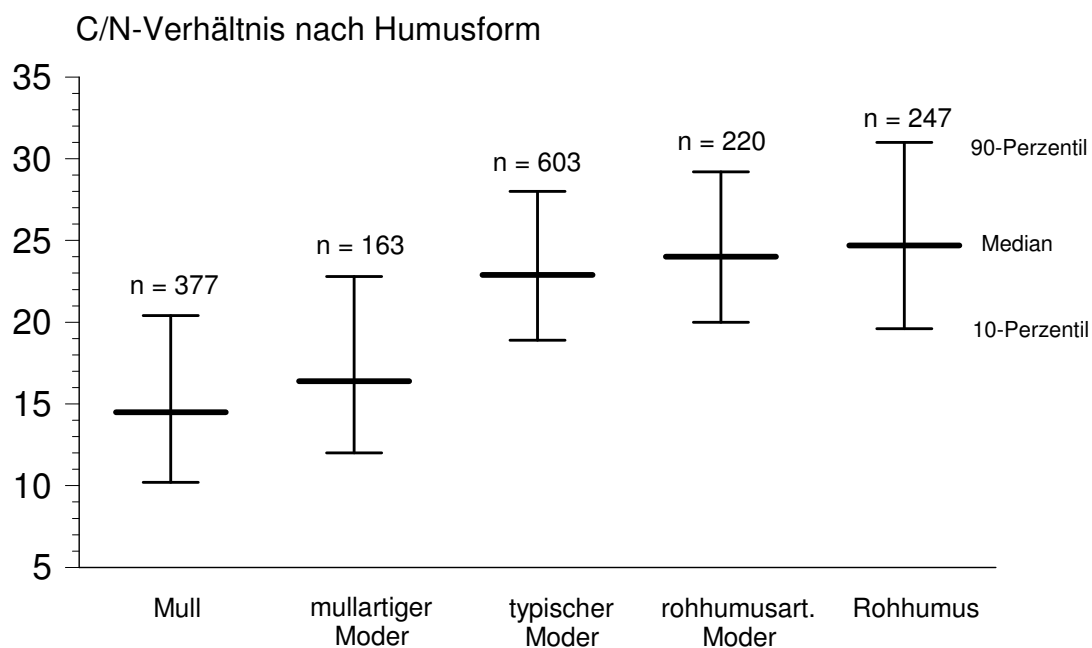


Abb.15: C/N-Verhältnisse stratifiziert nach Humusformen

Die Stratifizierung der C/N-Verhältnisse nach **Substratgruppen** (Abb.16) läßt unter Berücksichtigung der Streuung nur schwache substratspezifische Unterschiede erkennen. Die engsten C/N-Verhältnisse werden für die carbonatbeeinflußten Standorte (Substratgruppe 1) bzw. für die entkalkten Lockersedimente über carbonathaltigem Ausgangsmaterial (Substratgruppe 2) ermittelt. Sie liegen hier bei ca. 16, was den mittleren C/N-Verhältnissen von Standorten mit Mull bzw. mullartigem Moder entspricht (Abb.15). Die weitesten C/N-Verhältnisse treten in den Substratgruppen 5 (Sandsteine) und 6 (pleistozäne Sande) auf.

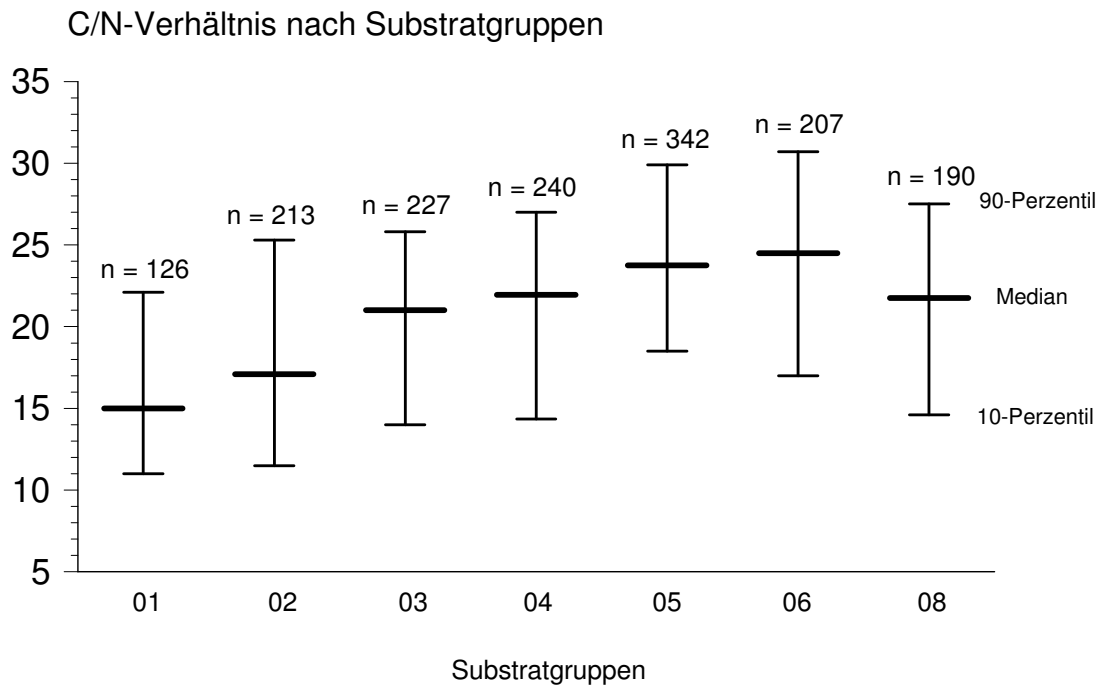


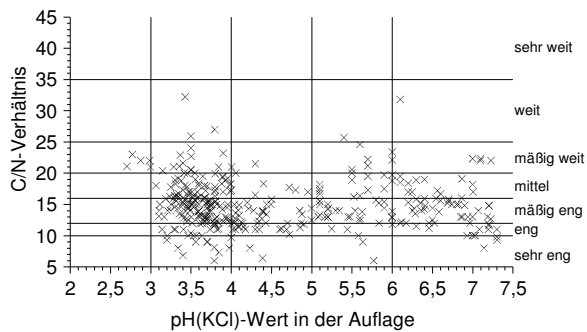
Abb.16: C/N-Verhältnisse stratifiziert nach Substratgruppen

Substratgruppen: 1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

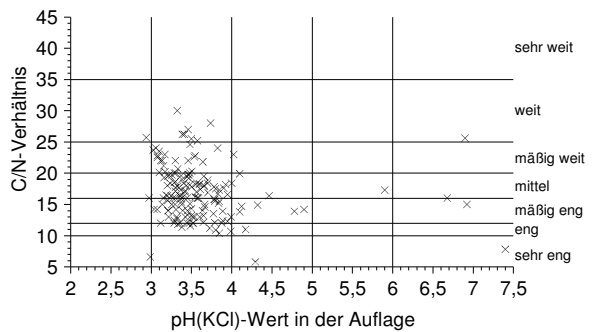
Unter den stark sauren Verhältnissen in den Oberböden vieler BZE-Standorte ist davon auszugehen, daß die Stickstoffmineralisation deutlich reduziert ist, was sich in entsprechend weiten C/N-Verhältnissen sowie einem hohen Anteil biologisch wenig aktiver Humusformen (Rohhumus, rohhumusartiger Moder) äußern müßte. Vor diesem Hintergrund sind in Abb.17 die C/N-Verhältnisse - nach Humusformen differenziert - mit den **pH-Werten** in Beziehung gesetzt worden. Die Darstellung bestätigt zunächst das o.g. Ergebnis, wonach Mull und mullartiger Moder weitgehend identische C/N-Verhältnisse aufweisen, sich aber von den anderen Humusformen durch ihre engeren C/N-Werte deutlich abheben. Trotz der (*mäßig*) *engen* C/N-Werte zwischen 10 und 20 befinden sich diese Standorte zum größten Teil im Bereich $\text{pH} < 4$, so daß hier von einer gewissen Diskrepanz zwischen Aciditätszustand und den C/N-Verhältnissen ausgegangen werden muß.

Eine eindeutige Differenzierung zwischen typischem und rohhumusartigem Moder bzw. Rohhumus läßt sich weder anhand der pH-Werte noch anhand der C/N-Verhältnisse erreichen. Der „Kern“ der in Abb.17 dargestellten Punktwolken liegt bei diesen Humusformen übereinstimmend im Bereich *mäßig weiter* C/N-Verhältnisse (C/N: 20 - 25) und sehr niedriger pH-Werte zwischen ca. 2.5 - 3.5.

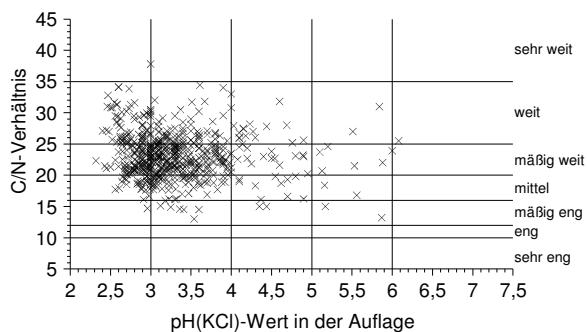
MULL



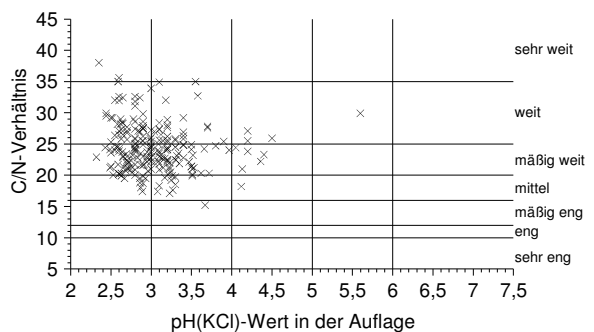
MULLARTIGER MODER



TYPISCHER MODER



ROHHUMUSARTIGER MODER



ROHHUMUS

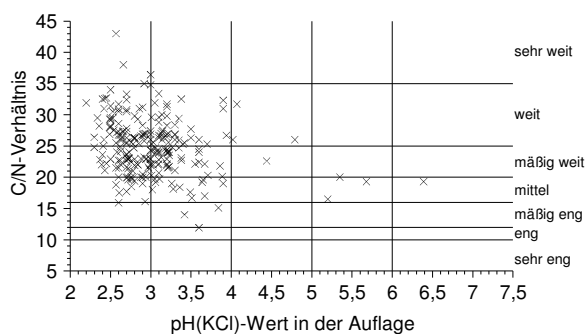


Abb.17: Beziehung zwischen C/N-Verhältnis und pH-Wert stratifiziert nach Humusformen

C/P-Verhältnis

Das C/P-Verhältnis gibt wie das C/N-Verhältnis Hinweise auf die biologische Aktivität von Böden. In Bd.2, III/6 findet sich die **Häufigkeitsverteilung** der C/P-Verhältnisse. Die tendenziell zweipipflige Verteilungsfunktion, spiegelt die unterschiedlichen Niveaus der C/P-Werte von Mineralboden- und Auflage-Humusformen wider. Bei *sehr engen* bis *mäßig engen* C/P-Verhältnissen ($C/P < 200$) herrschen die Mineralboden-Humusformen Mull und mullartiger Moder vor. Dies betrifft ca. 35 % der Standorte. Etwa 60 % der BZE-Punkte weisen *mittlere* und *mäßig weite* C/P-Verhältnisse auf. In die Bewertungsstufen *weit* bzw. *sehr weit* ($C/P > 800$) fallen insgesamt nur ca. 3 % der Punkte.

Demnach treten bei den C/P- gegenüber den C/N-Verhältnissen seltener die Bewertungsstufen *weit* und *sehr weit* auf, die Bewertungsstufen *eng* und *sehr eng* hingegen häufiger. Diese

Verschiebung der Bewertungsskala wird auch bei der kartenmäßigen Darstellung deutlich. Die **regionale Verteilung** der C/P-Verhältnisse (vgl. Bd.2, III/6) entspricht grundsätzlich der Verteilung der C/N-Bewertungsstufen. Dabei weisen jedoch die Standorte mit *mäßig engen* C/N-Verhältnissen in der Regel *enge* C/P-Verhältnisse auf. Die *weiten* C/N-Verhältnisse korrespondieren im allgemeinen mit nur *mäßig weiten* C/P-Werten.

Die Stratifizierung der C/P-Verhältnisse nach **Humusformen** (Abb.18) zeigt wie beim C/N-Verhältnis einen deutlichen Sprung zwischen den Mineralboden-Humusformen (Mull, mullartiger Moder) mit Werten um 100 und den Auflage-Humusformen (typischer und rohhumusartiger Moder, Rohhumus) mit mittleren C/P-Verhältnissen um 450. Innerhalb dieser beiden Gruppen läßt sich keine weitere Differenzierung vornehmen. Damit erweist sich auch das C/P-Verhältnis als ungeeigneter Parameter für eine differenzierte Trennung der unterschiedlichen Humusformen.

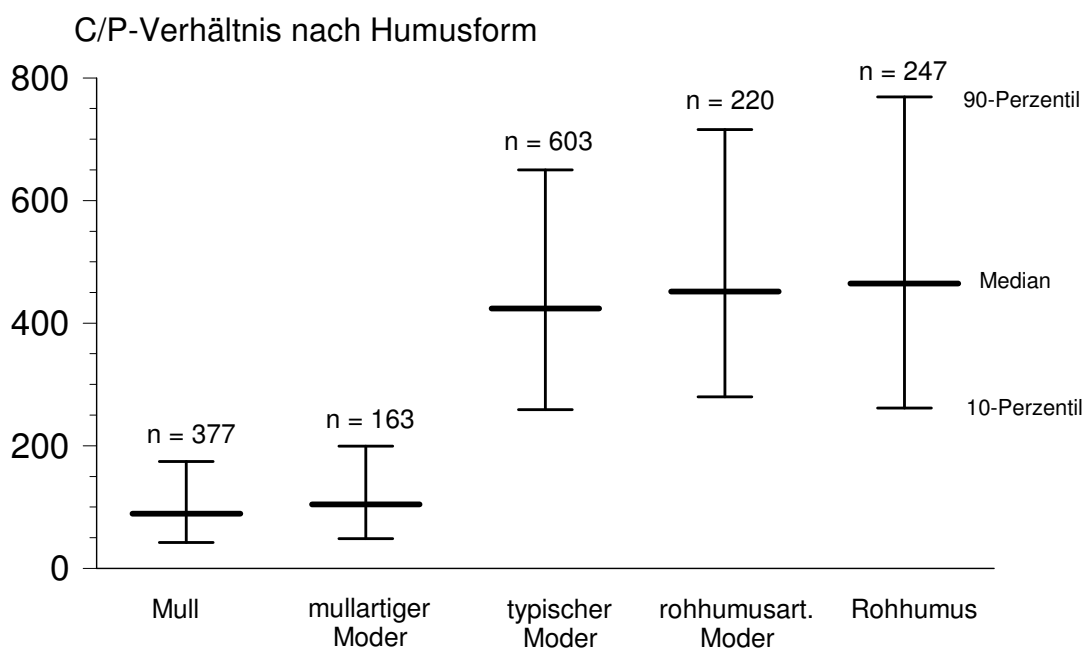


Abb.18: C/P-Verhältnisse stratifiziert nach Humusformen

Die nach **Substratgruppen** stratifizierten C/P-Verhältnisse (Abb.19) lassen unter Berücksichtigung der Überlappungsbereiche der 10- bzw. 90-Perzentile keine eindeutigen Gruppenunterschiede feststellen. Allenfalls geben die im Durchschnitt engeren C/P-Verhältnisse der Substratgruppen 1 und 2 Hinweise auf die in diesen Substratgruppen häufig vorkommenden mullartigen Humusformen.

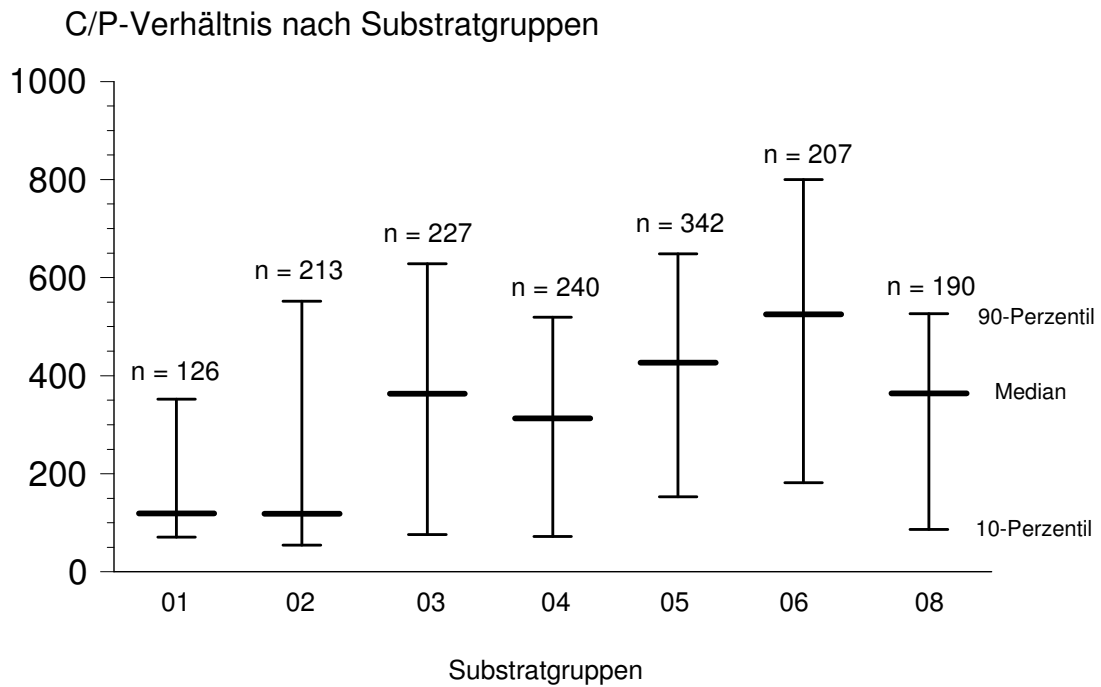
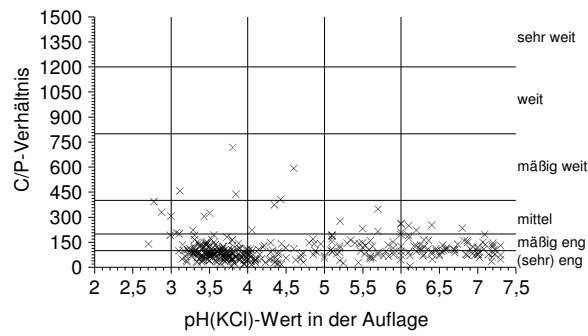


Abb.19: C/P-Verhältnisse stratifiziert nach Substratgruppen

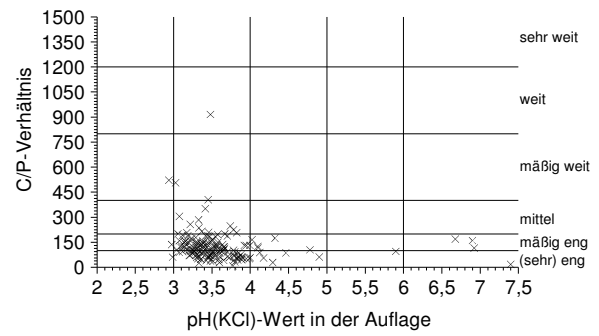
Substratgruppen: 1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Abschließend zeigt Abb.20 die Beziehung zwischen **pH-Werten** und C/P-Verhältnissen stratifiziert nach Humusformen. Ähnlich wie beim C/N-Verhältnis variieren auch die C/P-Werte beim Mull und mullartigen Moder bei gleichzeitig hoher pH-Variabilität in dem sehr schmalen Bereich von *sehr engen* bis *mäßig engen* Werten. Mit zunehmend schlechterer Humusqualität und sinkenden pH-Werten nimmt auch die Variabilität stark zu und die C/P-Verhältnisse steigen erwartungsgemäß an. Zwischen den Humusformen typischer und rohhumusartiger Moder sowie Rohhumus läßt sich auch unter Berücksichtigung der pH-Werte keine Differenzierung vornehmen.

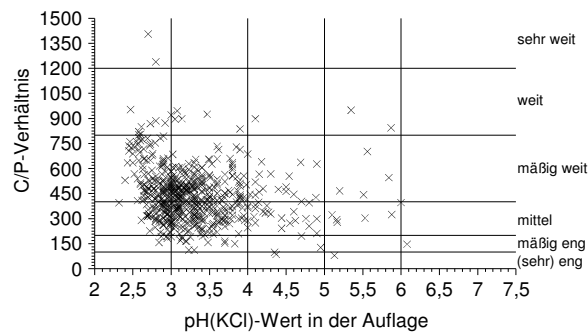
MULL



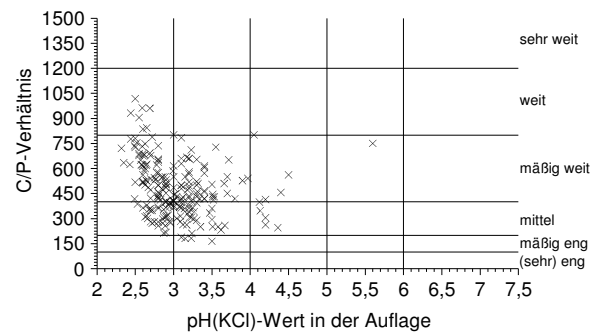
MULLARTIGER MODER



TYPISCHER MODER



ROHHUMUSARTIGER MODER



ROHHUMUS

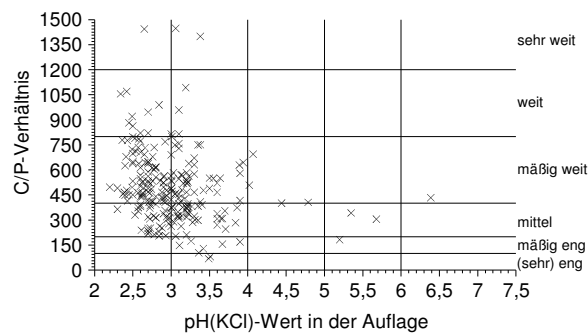


Abb.20: Beziehung zwischen C/P-Verhältnis und pH-Wert stratifiziert nach Humusformen

5.2.3 Kationenaustauschverhältnisse

Der Kationenaustausch der Böden ist für den ökosystemaren Stoffhaushalt und die Nährstoffversorgung der Bäume von zentraler Bedeutung. Für die bundesweite BZE-Auswertung liegen Angaben zur **Basensättigung** (Summe des prozentualen Anteils von Ca, Mg, K und Na an der effektiven Austauschkapazität) sowie zu den relativen Anteilen von **Aluminium**, **Eisen**, **Mangan** und **Protonen** am Kationenbelag der Mineralböden bis maximal 2 m Tiefe vor. Die einzelnen Sättigungsgrade der Neutralkationen (Ca, Mg, K, Na) sowie die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) sind gegenwärtig noch nicht für alle BZE-Punkte verfügbar und sollen erst in Sekundärauswertungen untersucht werden.

Basensättigung

Die Basensättigung charakterisiert die Bodenfestphase hinsichtlich der Menge austauschbar gebundener Neutralkationen und Kationsäuren. Die Kationenbelegung der Festphase läßt Rückschlüsse auf das chemische Verhalten der Lösungsphase zu und eignet sich insofern zur Standortseinschätzung hinsichtlich der Risiken von Säuretoxizität und Nährstoffmangel. Dabei ist zu beachten, daß die Basensättigung im allgemeinen vorwiegend von der Calcium- und in geringerem Maß von der Magnesiumsättigung bestimmt wird.

Die Basensättigung eignet sich als Indikator für die Säureneutralisationskapazität der Böden und kann bei Berücksichtigung des Ausgangssubstrates zur Beurteilung der Versauerung und Elastizität gegenüber weiteren Säureeinträgen dienen. Bei konstantem pH können im Boden sehr unterschiedliche Basensättigungsgrade vorliegen. Der pH-Wert allein stellt mithin nur einen unzureichenden Indikator für das Ausmaß der tatsächlichen Bodenversauerung dar (vgl. Kap.5.2.1). Abb.21 verdeutlicht dies durch die **Gegenüberstellung der pH(KCl)-Werte und der Basensättigung**. Die dargestellten Punkte ergeben sich durch das statistische Verfahren der „gleitenden Mittelwerte“. Die Mittelwertbildung erfolgte über eine pH-Wertspanne von 0.4 mit einem Überlappungsbereich von 0.2 pH-Einheiten.

Die dargestellten Kurven veranschaulichen den prinzipiellen Verlauf der Verringerung austauschbarer Neutralkationen mit sinkendem pH-Wert. Beachtenswert ist zum einen der unterschiedliche Anstieg der Kurven innerhalb bestimmter pH-Wert-Spannen (bzw. Pufferbereiche; vgl. Kap.5.2.1) und zum anderen die unterschiedliche Variabilität der Basensättigung innerhalb der Pufferbereiche, die hier durch die Differenz zwischen 10- und 90-Perzentil zum Ausdruck kommt. Die größte Variabilität der Basensättigung findet sich bei $\text{pH(KCl)} \cong 4.5$. Darüber und darunter verengt sich der Variationsbereich. Zwischen $\text{pH(KCl)} 3.5 - 4.5$ ist die Verteilung der Basensättigung sehr schief; der Median ist hier deutlich in Richtung minimaler Basensättigungen verschoben.

Im Austauscherpufferbereich ($\text{pH } 4.2 - 5.0$) können bei gleichem pH-Wert sehr unterschiedliche Basensättigungen vorliegen. Die Spanne zwischen 10- und 90-Perzentil umfaßt hier Sättigungsgrade von ca. 5 % - 90 %. Hierin kommt die für diesen Aciditätsstatus charakteristische hohe Dynamik des bodenchemischen Milieus zum Ausdruck. Das durch Silikatverwitterung freigesetzte Aluminium induziert im Austauscherpufferbereich zunehmend die Verdrängung und Auswaschung von Alkali- und Erdalkalikationen (Basenauslaugung), so daß der Übergang zum Aluminiumpufferbereich - in Abhängigkeit vom Tonmineralbestand des Bodens - unter Umständen in sehr geringen Zeitspannen erfolgen kann. Bereits kleine pH-Abnahmen können in dieser Übergangszone zu einer sprunghaften Reduktion des Basenanteils am Austauschkomplex bis in Bereiche *sehr geringer* Sättigungsgrade (< 5 %) führen. Die Elastizität gegenüber weiterer Säurezufuhr ist dann entscheidend reduziert.

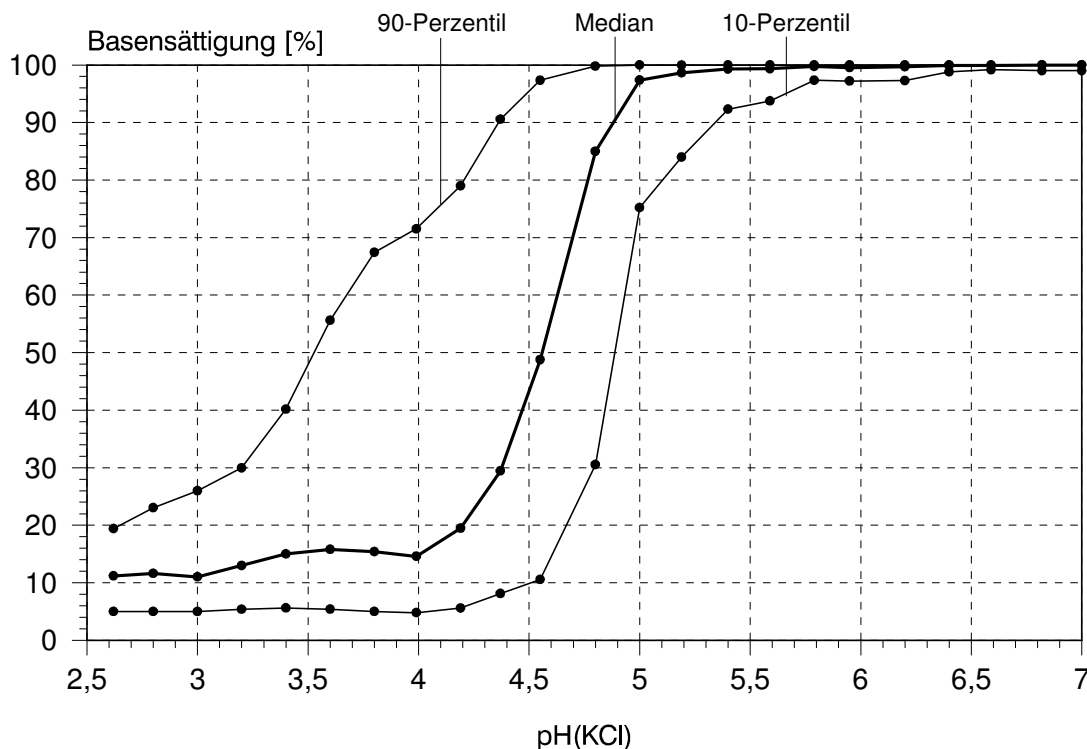


Abb.21: Beziehung zwischen pH(KCl) und Basensättigung („gleitende Mittelwerte“ der Mediane, 10-Perzentile und 90-Perzentile; Daten aller Tiefenstufen, n = 9874)

Die nach Tiefenstufen differenzierte Auswertung der Beziehung zwischen Basensättigung und pH-Wert zeigt jeweils ein im wesentlichen mit Abb.21 vergleichbares Bild. Lediglich die humosen Proben der Tiefenstufe 0-10 cm unterscheiden sich von dem in Abb.21 dargestellten prinzipiellen Zusammenhang. Im humosen Oberboden ist der Median der Basensättigung im pH-Bereich zwischen 3.5 und 5.0 gegenüber humusfreien Proben deutlich in Richtung höherer Sättigungsgrade verschoben (Abb.22). Auch die 10- bzw. 90-Perzentile deuten auf eine - bei vergleichbarer Acidität - bessere Basenausstattung humoser Bodenhorizonte hin. Hierin zeigt sich das hohe selektive Bindungsvermögen der organischen Substanz für Calcium. Die Reduktion des pH-Wertes in humusreichen Bodenhorizonten führt dadurch weniger rasch zur Abnahme austauschbar gebundener Neutralkationen als in humusarmen. Beachtenswert erscheint, daß sich dieser Humuseffekt bei sehr niedrigen pH-Werten nicht mehr auswirkt. Ab $\text{pH} < 3.2$ reduziert sich die Variation der Basensättigung auch im Oberboden deutlich. Die Werte nivellieren sich auf eine durchschnittliche Basensättigung von ca. 10 %.

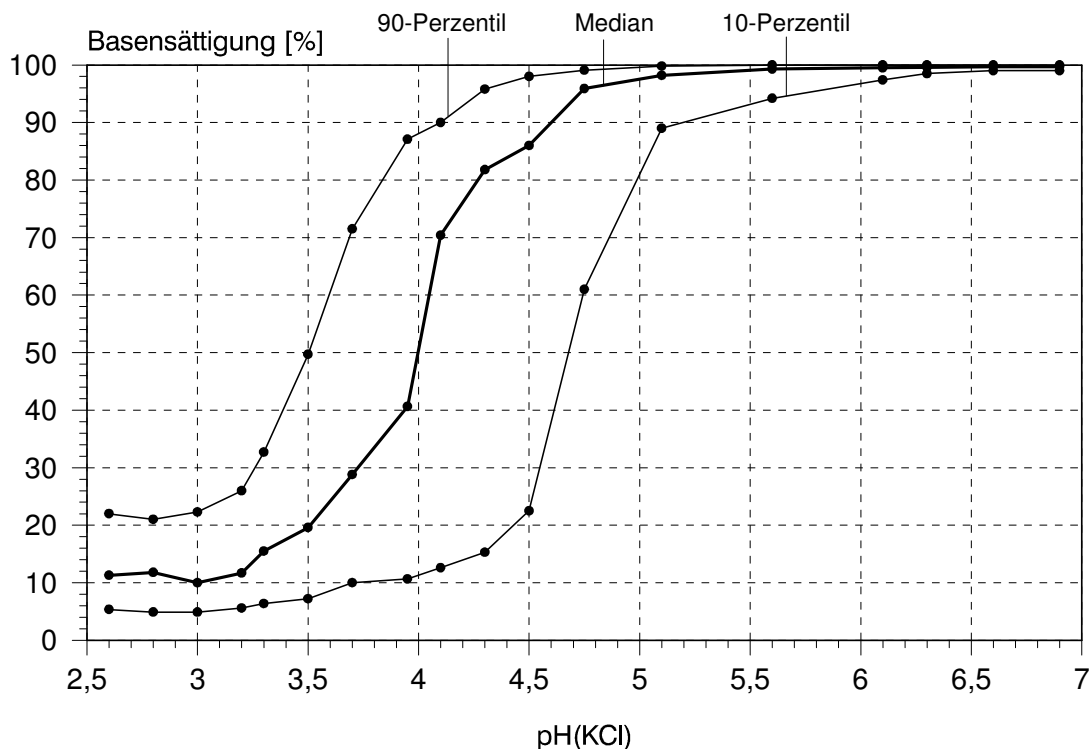


Abb.22: Beziehung zwischen pH(KCl) und Basensättigung („gleitende Mittelwerte“ der Mediane, 10-Perzentile und 90-Perzentile; Tiefenstufe 0-10 cm (n = 1719))

Abb.23 zeigt den **Tiefengradienten der Basensättigung** unter Berücksichtigung aller gemessenen Werte. Zu beachten ist mithin, daß der Stichprobenumfang in den einzelnen Tiefenstufen unterschiedlich ist. Auffallend ist die hohe Variabilität in allen Tiefenstufen. Legt man die Spanne zwischen 10- und 90-Perzentil zugrunde, so läßt sich bis in 200 cm Tiefe kaum ein Unterschied zwischen den einzelnen Tiefenstufen erkennen. Die Mediane, wie auch die 25- und 75-Perzentile, weisen indes einen recht deutlichen Tiefengradienten auf.

Die mittlere Basensättigung im Oberboden (0-10 cm Tiefe) beträgt 18 %. In 10-30 cm sind die geringsten Basensättigungen innerhalb des Profils zu verzeichnen (Median 14.5 %). In der höheren Basensättigung der Tiefe 0-10 cm gegenüber den darunter liegenden Bodenhorizonten (10-30 cm, 30-60 cm) zeigt sich zum einen das hohe selektive Bindungsvermögen der organischen Substanz für Ca-Ionen durch spezifische Adsorption; zum anderen könnten Kalkungseffekte eine Rolle spielen. Unterhalb des Hauptwurzelaumes steigt die Basensättigung aufgrund des geringeren Versauerungsgrades graduell an. Die Mediane im Unterboden liegen zwischen 31 % (60-90 cm Tiefe) und 63 % (140-200 cm).

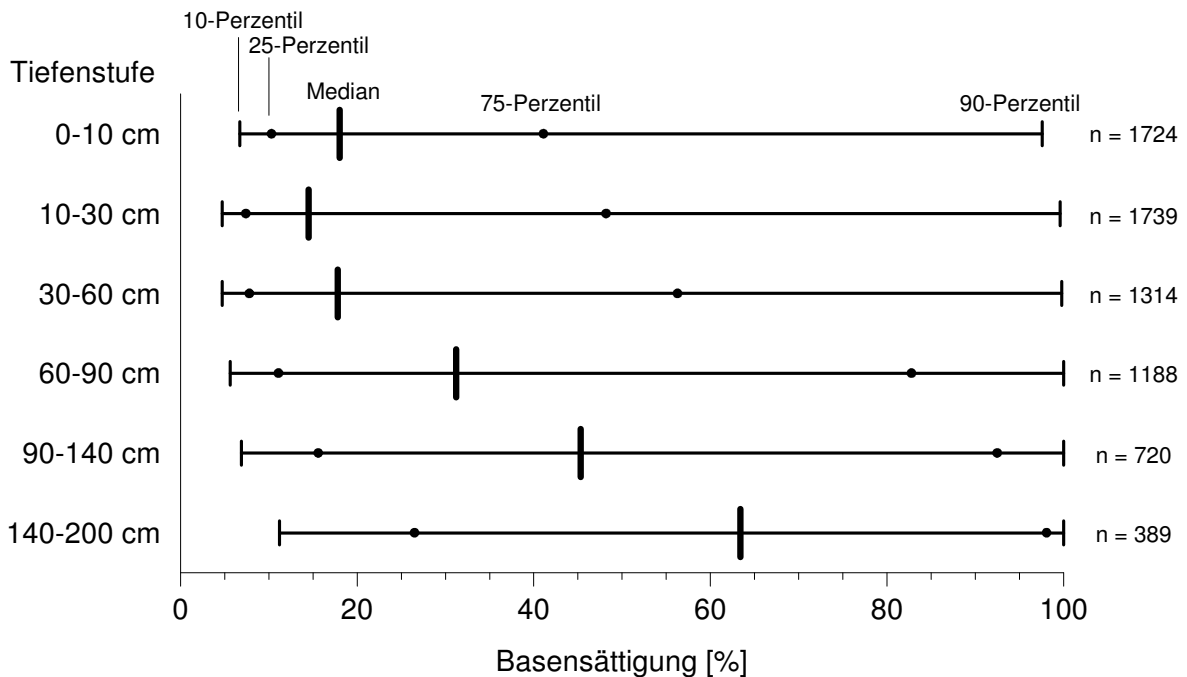


Abb.23: Tiefengradient der Basensättigung

Die **Häufigkeitsverteilungen** in Bd.2, IV/1 lassen folgende Besonderheiten erkennen: In allen Tiefenstufen unterliegen die Basensättigungen einer zweigipfeligen Verteilungsfunktion, worin sich zum einen die silikatischen, deutlich entbasten Standorte mit Sättigungsgrad $< 30\%$ und zum anderen die geogen gut versorgten, carbonatreichen Standorte mit Basensättigungen nahe 100% ausdrücken. Des weiteren wird deutlich, daß die Basensättigung insbesondere im Oberboden einer sehr schiefen Verteilungsfunktion folgt, bei der der Median stark in Richtung minimaler Werte verschoben ist. Mit zunehmender Tiefe nähern sich die Verteilungen einem symmetrischen Kurvenverlauf, wenn die carbonathaltigen Standorte (Basensättigung 100%) außer Acht gelassen werden.

Das 10-Perzentil variiert über den gesamten untersuchten Tiefenbereich nur geringfügig zwischen minimal 4.7% in den Tiefenstufen 10-30 cm bzw. 30-60 cm und maximal 11.2% in 140-200 cm. Die absolut geringsten Werte treten im Unterboden mit 0.7% in 90-140 cm Tiefe und 0.8% in 60-90 cm Tiefe auf. Bei diesen extrem sauren Standorten handelt es sich im wesentlichen um Podsole in Norddeutschland auf sandigem, von Natur aus armem Ausgangssubstrat.

Die prozentuale Verteilung der BZE-Punkte auf die **Bewertungsstufen** (Bd.2, IV/1) spiegelt die erwähnte zweigipfelige Häufigkeitsverteilung ebenfalls wider. Bei den meisten BZE-Punkten finden sich bis in 140 cm Tiefe *geringe* bis *mäßige* Sättigungsgrade. In den Tiefenstufen 10-30 cm und 30-60 cm werden für 12% der BZE-Punkte *sehr geringe* Sättigungsgrade ($< 5\%$) konstatiert. Im Bereich *sehr hoher* Sättigungsgrade tritt in allen Tiefenstufen ein deutlich ausgeprägtes sekundäres Häufigkeitsmaximum auf. Diese Bewertungsstufe wird im Wurzelraum für 14% (0-10cm) bzw. 18% (10-30 und 30-60cm Tiefe) der BZE-Punkte ermittelt. Bei diesen Punkten ist von einer hohen Stabilität aufgrund noch nicht verbrauchter, oberflächlich anstehender Carbonate auszugehen. Entsprechende Pufferreserven im Unterboden (90 bis 200 cm Tiefe) finden sich bei etwa einem Drittel der Punkte.

Die **kartographische Darstellung** der Bewertungsklassen (vgl. Bd.2, IV/1) zeigt, daß Standorte mit *sehr geringen* und *geringen* Basensättigungen im Wurzelraum (bis 60 cm Tiefe) in fast allen

Regionen Deutschlands verbreitet sind, wobei sich für die Tiefe 0-10 cm Schwerpunkte *sehr geringer* Werte (< 5 %) vor allem im Schwarzwald und Rheinischen Schiefergebirge abzeichnen. Sieht man von den BZE-Punkten auf carbonathaltigen Ausgangsgesteinen ab, muß von einer flächendeckenden Basenverarmung im Oberboden ausgegangen werden. Lediglich das Nordostdeutsche Tiefland hebt sich durch leicht erhöhte (*mäßige* bis *mittlere*) Sättigungsgrade von diesem grundsätzlichen Befund ab. In dieser Region könnten atmosphärische Staubeinträge zu einer Erhöhung der Basizität geführt haben.

Im Unterboden treten mit zunehmender Tiefe - in unregelmäßiger regionaler Verteilung - verstärkt *sehr hohe* Basensättigungen (> 85 %) auf. Die Regionen mit *geringen* und *sehr geringen* Sättigungsgraden (< 15 %) in 60-90 cm reduzieren sich im wesentlichen auf die BZE-Punkte in den Mittelgebirgen Schwarzwald, Rheinisches Schiefergebirge, Thüringer Wald, Erzgebirge und Harz sowie auf Standorte im Tiefland (Niedersachsen, Schleswig-Holstein). In Nordostdeutschland zeigt sich im Unterboden eine deutliche Differenzierung zwischen den Böden auf Geschiebelehm /-mergel mit überwiegend *sehr hohen* Basensättigungen und den Geschiebesanden mit *mittleren* und *mäßigen* Werten.

Die **Stratifizierung der Basensättigung nach Substratgruppen** ist in Abb.24 dargestellt. Dabei wurden nur diejenigen BZE-Punkte berücksichtigt, für die Proben in allen Tiefenstufen analysiert wurden. Die carbonathaltigen Böden der Substratgruppe 1 sind nicht aufgeführt, da die Basensättigung hier über alle Tiefen bei 100 % liegt. Es lassen sich folgende substratspezifische Unterschiede ausmachen: Neben den Böden der Substratgruppe 1 erweisen sich die Böden, die sich aus Kalkverwitterungsmaterial entwickelt haben (Substratgruppe 2) als am günstigsten mit Basen versorgt. Auffallend stark versauert bis in den Unterboden hinein stellen sich die Böden der Substratgruppen 5 und 8 dar. Hier treten in 60-90 cm Tiefe bei rund zwei Drittel aller BZE-Punkte Sättigungsgrade < 15 % auf. Die Basensättigungen der Substratgruppen 3, 4 und 6 nehmen eine intermediäre Stellung ein.

Die **Stratifizierung der Basensättigung nach Bodentypen** (Abb.25) läßt deutliche Unterschiede zwischen Podsolon und den anderen betrachteten Bodentypen über alle Tiefenstufen erkennen. *Geringe* und *sehr geringe* Sättigungsgrade werden in den Unterböden von Podsolon (60-90 cm Tiefe) für ca. 60 % der Punkte konstatiert. *Hohe* und *sehr hohe* Werte (Basensättigung > 70 %) sind bei den Podsolon bis 90 cm Tiefe so gut wie nie zu verzeichnen. Bei den Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleyen zeigt sich indes mit zunehmender Bodentiefe eine graduelle Zunahme des Anteils von BZE-Punkten mit *hohen* und *sehr hohen* Basensättigungen. In der Tiefenstufe 60-90 cm befinden sich zum Beispiel fast 60 % der Parabraunerden im Bereich *hoher* und *sehr hoher* Sättigungsgrade. Im Oberboden unterscheiden sich die dargestellten Bodentypen (mit Ausnahme der Podsole) indes nicht voneinander.

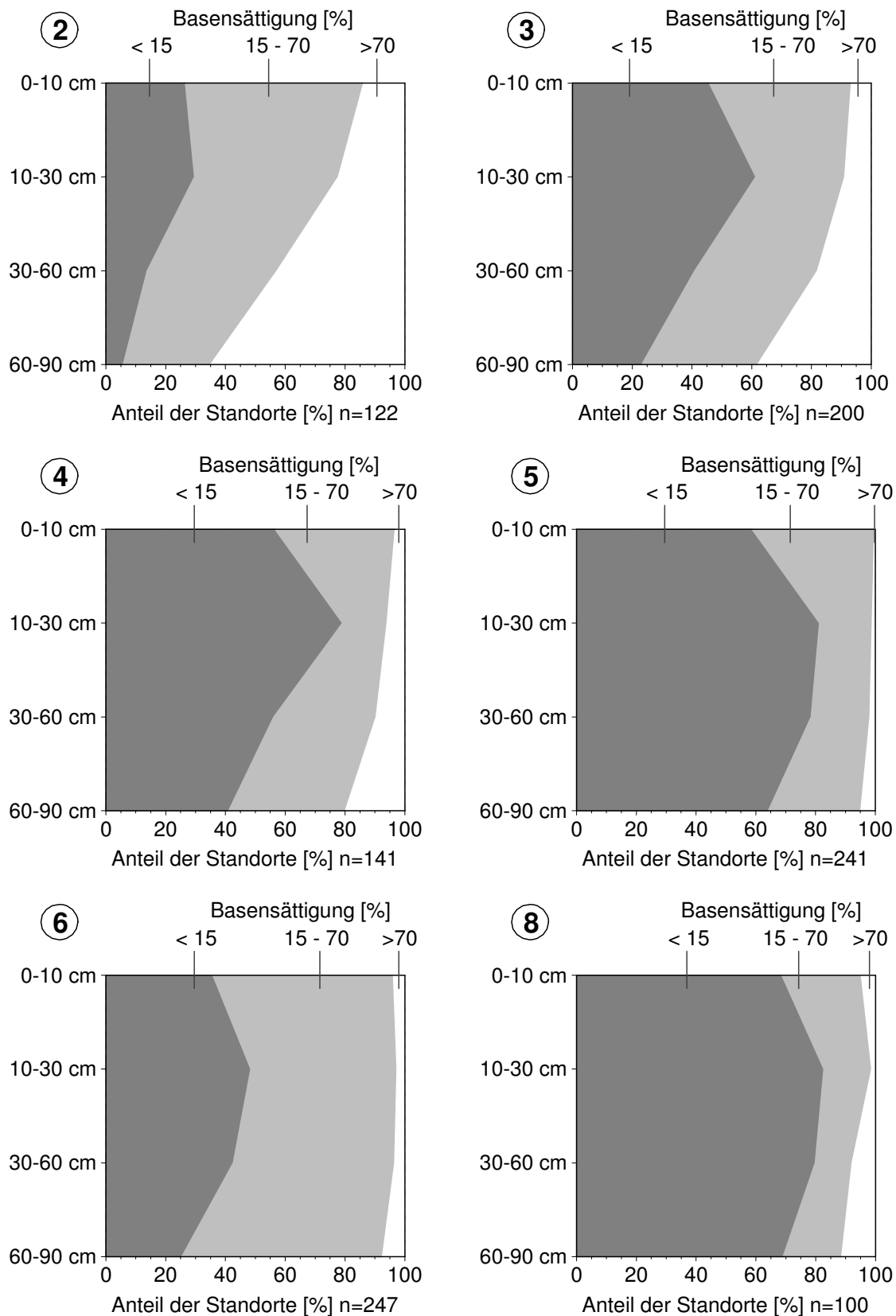


Abb.24: Tiefengradient der Basensättigung, differenziert nach Substratgruppen

Substratgruppen: 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

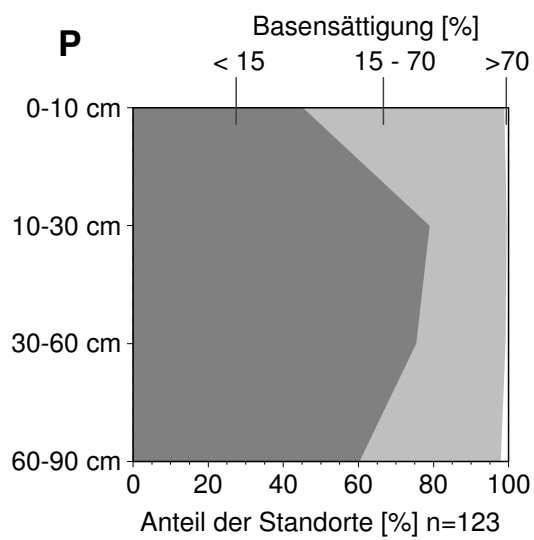


Abb.25: Tiefengradient der Basensättigung, differenziert nach Bodentypen Braunerde (B), Parabraunerde (L), Podsol (P) und Pseudogley (S)

Kationsäuren

Zu den Säuren im Boden zählen die sogenannten Kationsäuren Aluminium, Eisen und Mangan, die in der Bodenlösung durch Hydrolyse Protonen bilden können. Mit zunehmend sinkendem pH-Wert finden Veränderungen innerhalb des Kationsäureanteils am Austauscher statt, deren Dynamik graphisch durch Abb.26 veranschaulicht wird. Die Ermittlung der dargestellten Kurven erfolgte wie bei der Basensättigung durch Berechnung „gleitender Mittelwerte“ (s.o.). Angegeben sind daher die in Abhängigkeit vom pH-Wert vorliegenden durchschnittlichen Kationsäureanteile. Die Kurven spiegeln mithin die prinzipielle Beziehung zwischen pH und Mn-, Al-, Fe- sowie H-Sättigung wider, von der es im Einzelfall mehr oder weniger starke Abweichungen gibt.

Mengenmäßig haben die Al-Ionen im sauren bis stark sauren Bereich die größte Bedeutung. Sie bilden im wesentlichen den Gegenpol zur Basensättigung. Fe- und Mn-Ionen spielen eine untergeordnete Rolle. Die dargestellten Kurven resultieren aus den in Kap.5.2.1 erläuterten chemischen Prozesse, welche in den einzelnen Pufferbereichen dominieren.

Im Übergangsbereich vom Austauscher- zum Aluminiumpufferbereich kommt es zunächst zur Freisetzung von Mangan aus Oxiden und entsprechend zu einer Erhöhung des Mangananteils am Kationenbelag. Das Auftreten von Mangan am Austauscher markiert in Böden mit ausreichender geogener Manganausstattung die **Initialphase der Versauerung**. Die Mangansättigung stellt mithin einen sensiblen Indikator für Versauerungstendenzen auf solchen Böden dar, die sich aktuell noch im Austauscherpufferbereich befinden und für die aufgrund der alleinigen pH-Wert-Betrachtung von einer hinreichenden Pufferkapazität auszugehen wäre. Bei Podsolon auf armem Ausgangsmaterial, die sich durch eine langfristige und nachhaltige Versauerung auszeichnen, ist im Oberboden hingegen von einer bereits erfolgten Auswaschung des austauschbaren Mangans auszugehen. In Abb.26 kommt dies durch die Verringerung der Mn-Sättigung bei sehr niedrigen pH-Werten zum Ausdruck. Mangan wird nur relativ schwach sorbiert und mit zunehmender Aluminiumfreisetzung durch das sorptionsstärkere Al^{3+} vom Austauscher verdrängt.

Das Maximum der Al-Belegung des Austauschers ist bei pH(KCl)-Werten um 3.2 erreicht. Im stark sauren Bereich ($\text{pH} < 3.2$) reduziert sich die Al-Dominanz zugunsten der Protonensättigung. Auch Eisen tritt dann zunehmend am Austauscher (Fe-Pufferbereich) auf, wenngleich die Fe-Sättigungsgrade größenordnungsmäßig nicht so sehr ins Gewicht fallen. Im sehr stark sauren Bereich kommt die Pufferung von eingetragenen Protonen durch die Auflösung von Fe- und Al-(Hydr-)oxyden allmählich zum Erliegen. Die Al-Sättigung sinkt deutlich ab und die Belegung des Austauschers mit Protonen kann auf Werte $> 30\%$ ansteigen (Abb.26).

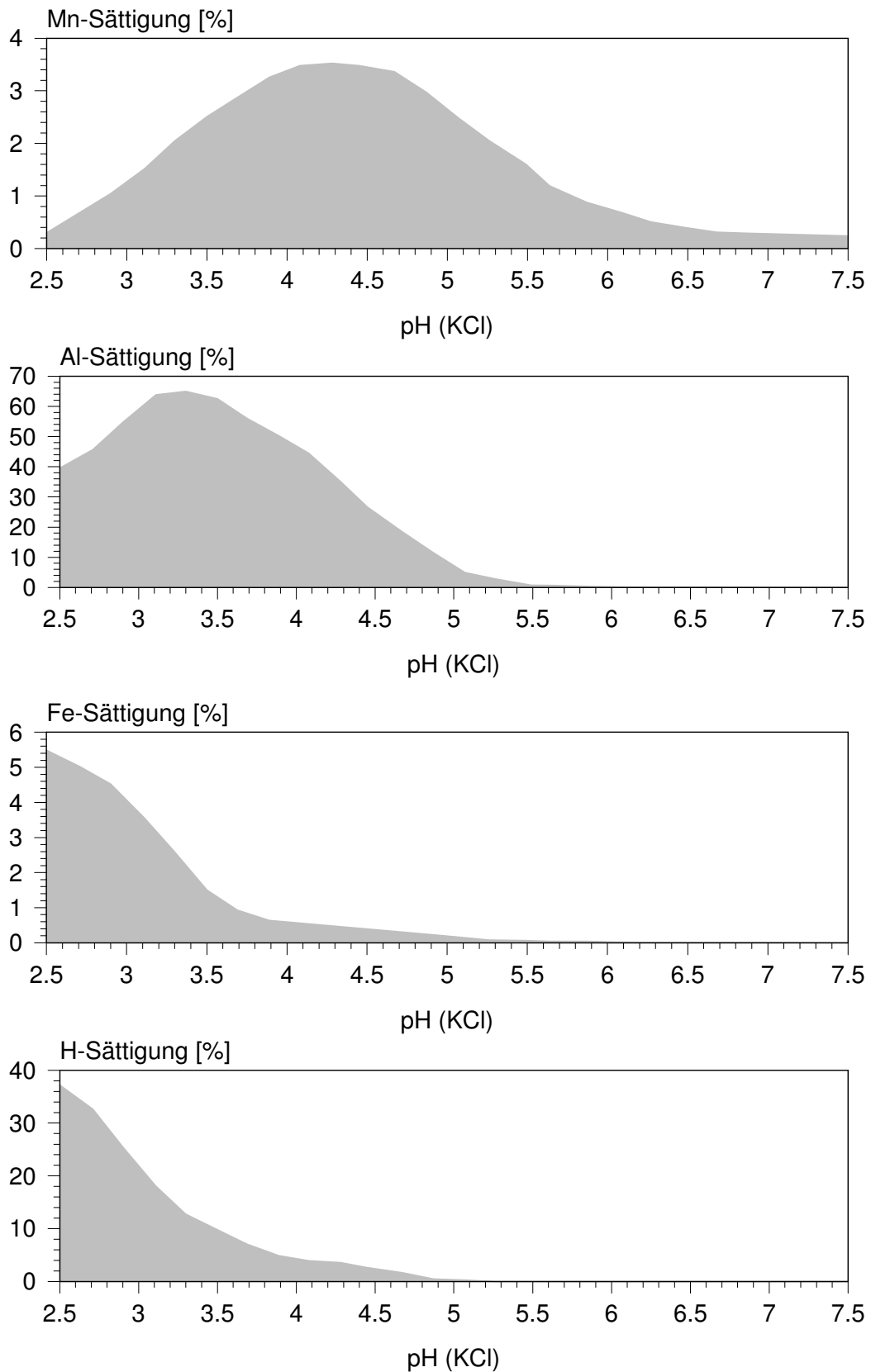


Abb.26: Mn-, Al-, Fe- und Protonensättigung in Abhängigkeit vom pH(KCl)-Wert (Tiefenstufe 0-10 cm; n = 1724)

Im folgenden werden die in Bd.2, IV/2-5 dargestellten Häufigkeitsverteilungen der Mn-, Al-, Fe- und H-Sättigungsgrade sowie die Tiefenfunktionen dieser Kennwerte erläutert. Die Häufigkeitsverteilungen zeigen in allen Tiefen zweigipfelige Verteilungsfunktionen mit Haupt- bzw. Sekundärmaxima bei 0 %. Dies korrespondiert mit dem für die Häufigkeitsverteilungen der Basensättigung gefundenen Ergebnis. Bei Werten nahe 0 % handelt es sich im wesentlichen um Standorte mit Calciumcarbonat in den jeweiligen Tiefenstufen. Kationsäuren spielen in diesen sehr gut gepufferten Böden bzw. Bodenhorizonten keine Rolle.

In Abb.27 ist die **Mangansättigung** als Funktion der Tiefe dargestellt. Die Mn-Sättigungsgrade sind im Oberboden am höchsten und nehmen mit der Tiefe ab. Die Verteilungsfunktionen (vgl. Bd.2, IV/2) sind sehr schief. Sehr kleine Werte zwischen 0 - 1 % werden im Oberboden (0-10 cm) für fast 50 % der BZE-Punkte konstatiert. Die Mn-Sättigungen der weiteren BZE-Punkte liegen in der breiten Spanne zwischen 1.1 % und 26.7 %. Bei den Standorten mit sehr kleinen Werten kann es sich sowohl um gut gepufferte Böden ohne Anzeichen einer beginnenden Versauerung handeln, als auch um Böden mit bereits so weit fortgeschrittener Versauerung, daß das freigesetzte Mangan vom Austauscher verdrängt worden ist.

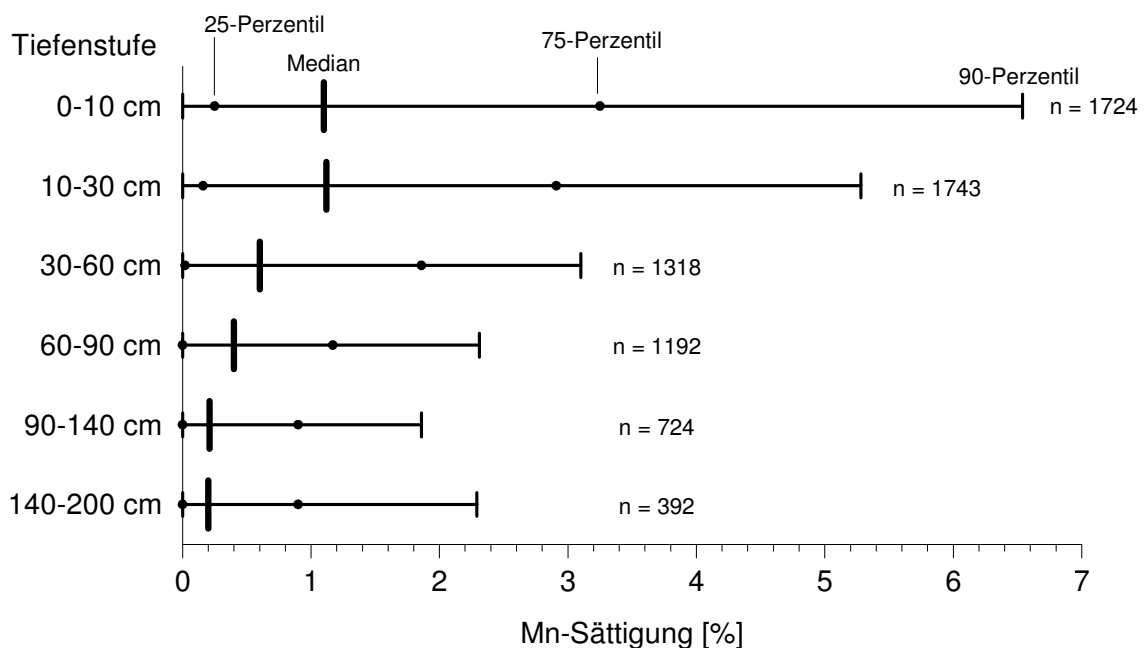


Abb.27: Tiefengradient der Mangansättigung

Abb.28 zeigt die Tiefenfunktion der **Aluminiumsättigung**. Die mittleren Al-Sättigungsgrade korrespondieren (spiegelbildlich) weitgehend mit dem Tiefenverlauf der Basensättigung. Sie erreichen mit ca. 75 % in 10-30 cm und 30-60 cm das Maximum. Die etwas geringeren Al-Sättigungsgrade in 0-10 cm sind zum einen durch die höheren Basensättigungen im humosen Oberboden (Ca-Affinität der organischen Substanz), zum anderen durch eine hohe H und Fe-Belegung bedingt (s.u.). Al-Sättigungsgrade von fast 90 % treten im Wurzelraum bei fast einem Viertel aller BZE-Punkte auf. Die durch Säurepufferung induzierte Freisetzung von Aluminium in die Bodenlösung bedeutet auf diesen Standorten ein erhebliches Gefährdungspotential für die Wurzeln Al-sensitiver Pflanzen (z.B. Fichte, Buche), wenn die Al-Ionen nicht im Humus komplexiert werden.

Bis in 200 cm Tiefe reduziert sich die Al-Sättigung auf durchschnittlich 32 %. Für etwa 10 % der BZE-Punkte beträgt sie unterhalb des Wurzelraumes bis 140 cm Tiefe immer noch mehr als 90 %. Hier besteht eine durch Tiefenversauerung induzierte Gefahr der Aluminiumauswaschung und potentiellen Grundwasserkontamination. Etwa ein Viertel aller Punkte läßt in 200 cm Tiefe Al-Sättigungsgrade nahe 0 % erkennen. Auf diesen Standorten ist die akute Tiefenversauerung offensichtlich durch ausreichende Pufferreserven im Untergrund unterhalb des Wurzelraumes zum Stillstand gekommen.

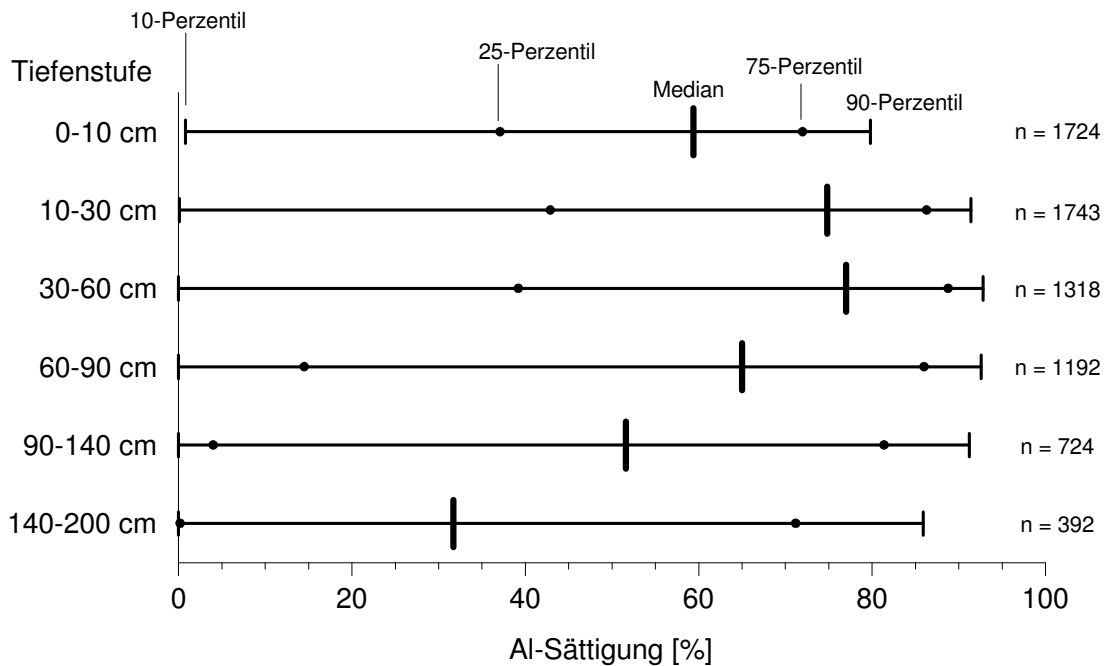


Abb.28: Tiefengradient der Aluminiumsättigung

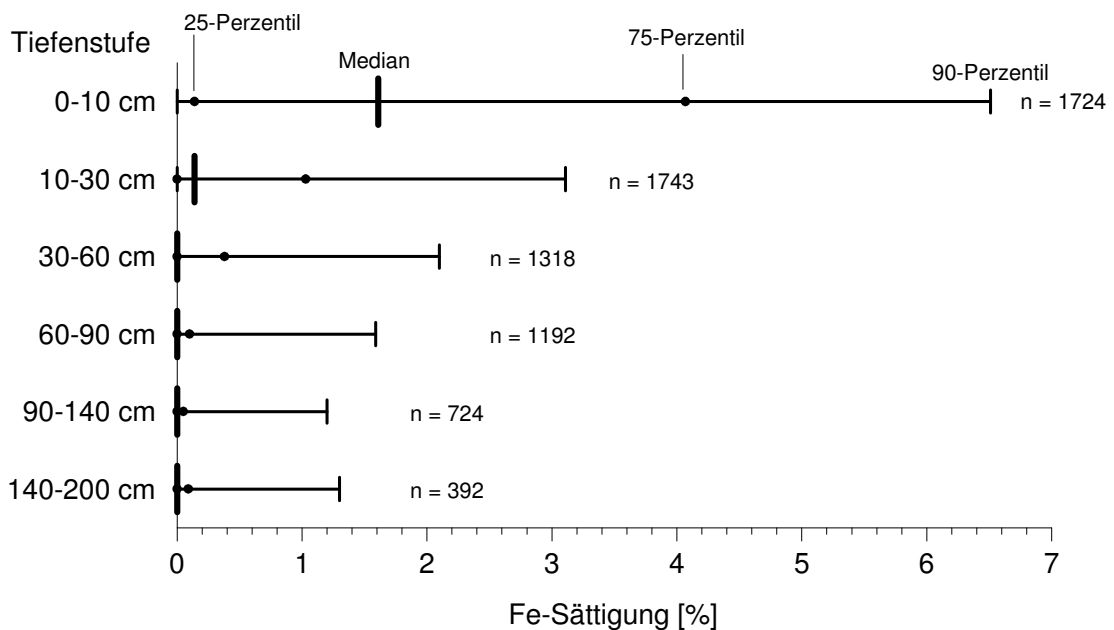


Abb.29: Tiefengradient der Eisensättigung

Abb.29 zeigt die Tiefenfunktion der **Eisensättigung**. Die höchsten Fe-Sättigungsgrade treten mit durchschnittlich 1.6 % in der Tiefenstufe 0-10 cm auf. In dieser Tiefenstufe ist auch die Streuung maximal (90-Perzentil: 6.5 %; Maximumwert: 28.6 %). Unterhalb von 10 cm Tiefe verringern sich die Werte sprunghaft auf Durchschnittswerte nahe 0 %. Dies korrespondiert mit den aus den pH(KCl)-Werten abgeleiteten Pufferbereichen (Kap.5.2.1): in 0-10 cm Tiefe befinden sich 28 % der BZE-Punkte im Fe-Pufferbereich, gegenüber nur 3 % bezogen auf die Tiefe 10-30 cm. Die ermittelten Fe-Sättigungsgrade sind mithin unmittelbarer Ausdruck der Säurepufferung im obersten Bodenhorizont.

Abb.30 zeigt die **Protonenbelegung** des Austauschers in Abhängigkeit von der Tiefe. Der Tiefengradient ist ähnlich steil ausgeprägt wie beim Eisen. In 0-10 cm Tiefe finden sich bei maximaler Streubreite durchschnittliche Sättigungsgrade von 8.3 %, gegenüber 1.1 % in der Tiefe 10-30 cm. Besonders beachtenswert erscheinen die in den Häufigkeitsverteilungen in Bd.2, IV/5 dargestellten Werte oberhalb des 90-Perzentil. Das 90-Perzentil variiert im Unterboden zwischen 3.6 % (30-60 cm Tiefe) und 1.6 % (140-200 cm Tiefe). Die Protonensättigungsgrade der über dem 90-Perzentil liegenden Punkte erreichen H-Sättigungsgrade > 90 %. Bei den Böden mit diesen extrem hohen H-Sättigungen handelt es sich ausschließlich um Podsole (oder Braunerde-Podsole) in Schleswig-Holstein. Bedingt durch die Silikatarmut des sandigen Ausgangsmaterials findet hier kaum Säurepufferung durch Al-(Hydr-)Oxide statt. Die Protonenbelegung des Austauschers erfolgt unter diesen Verhältnissen bis weit unter den Wurzelraum. Als Austauscher fungiert fast ausschließlich die organische Substanz, so daß im Unterboden von einer insgesamt äußerst geringen Austauschkapazität auszugehen ist. Wenngleich ein Großteil der Austauschplätze mit H-Ionen belegt ist, befinden sich die pH-Werte der Böden mit H^+ -Konzentrationen von über 30 % im Unterboden nur im mäßig sauren Bereich zwischen pH 4.2 - 4.8. Dieser erstaunliche Befund könnte auf die - entsprechend der geringen AKe - insgesamt geringe Menge austauschbar gebundener Protonen im Unterboden zurückzuführen sein.

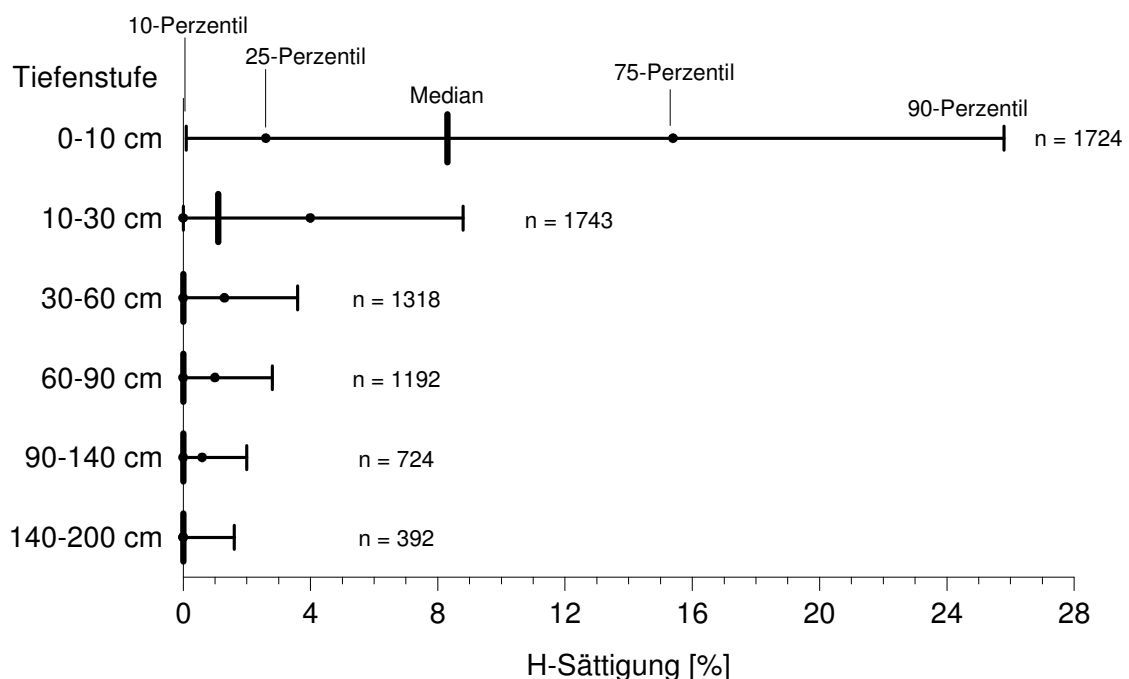


Abb.30: Tiefengradient der Protonensättigung

Als ökologisch aussagekräftiger Kennwert zur Beurteilung des Versauerungsstatus eignet sich der relative **Anteil der Fe- und H-Sättigung an der effektiven Austauschkapazität**. Wenn sich der Protonen- und Eisenbelag der Austauscher erhöht und gleichzeitig der Aluminiumanteil abnimmt (vgl. auch Abb.26), so ist dies ein Hinweis dafür, daß die Pufferkapazität sekundärer Tonminerale und Al-Hydroxo-Komplexe in den entsprechenden Bodenhorizonten weitgehend erschöpft ist und die Protonen an die nächst tieferen Horizonte weitergegeben werden. Nach dem dieser Arbeit zugrundeliegenden Bewertungsschlüssel ist bei H+Fe-Sättigungsgraden > 10 % von einer *sehr geringen* ökologischen Elastizität der Böden auszugehen. Bei Werten zwischen 2 % und 10 % ist die Elastizität gegenüber Versauerung als *gering* zu bewerten.

Die H+Fe-Sättigungsgrade liegen in 0-10 cm Tiefe im Durchschnitt (Median) bei 11 %; die Elastizität ist durchschnittlich als *sehr gering* einzustufen. Fast 10 % der BZE-Punkte weisen sogar Werte > 30 % auf. In 10-30 cm ist der Median mit 2.0 % bereits deutlich kleiner. Die Hälfte der Punkte befindet sich somit im Bereich *geringer* oder *sehr geringer* Elastizität bis in die Tiefe von 30 cm. Selbst im Unterboden (60-90 cm) wird noch für mehr als 20 % der Punkte eine unzureichende Elastizität (H+Fe-Anteil > 2.0 %) festgestellt.

In Abb.31 sind die prozentualen Anteile der BZE-Punkte innerhalb der Bewertungsstufen **stratifiziert nach Substratgruppen** dargestellt. Dabei wurden nur diejenigen BZE-Punkte berücksichtigt, für die Proben in allen Tiefenstufen analysiert wurden. Unter Beachtung der erheblichen Unterschiede im Mineralbestand der einzelnen Substrate - die Spanne reicht von Tonstein (Substratgruppe 4) bis zu armen pleistozänen Sanden (Substratgruppe 6) - erscheinen die Unterschiede der H+Fe-Sättigungsgrade ausgesprochen gering. Legt man die Werte > 2 % zugrunde (Bewertungsstufe: *gering* und *sehr gering*), läßt sich zwischen den einzelnen Substratgruppen nur wenig differenzieren.

Lediglich der Anteil von BZE-Punkten mit *sehr geringer* Elastizität (H+Fe-Anteil > 10 %) läßt gewisse substratspezifische Unterschiede erkennen. So zeigen die Lehmböden aus Ton- und Schluffstein (Substratgruppe 4) den geringsten Anteil von Punkten mit *sehr geringer* Elastizität. Die Sande (Substratgruppe 6) erweisen sich dagegen als am geringsten gepuffert. Beachtenswert ist, daß sich die im Oberboden entkalkten Lockersedimente über kalkhaltigem Ausgangsmaterial (Substratgruppe 2) kaum von den ungünstigen Sandsubstraten unterscheiden.

Die Standorte mit H+Fe-Sättigungsgraden > 10 % bis in 90 cm Tiefe müssen als tiefgründig versauert erachtet werden. Die Möglichkeit, eingetragene Säuren zu puffern, ist auf diesen Standorten nahezu erschöpft. Gemessen am Anteil der BZE-Punkte mit *geringen* bzw. *sehr geringen* H+Fe-Sättigungen in 60-90 cm Tiefe ist die Tiefenversauerung in den Substratgruppen 5 (35 % der BZE-Punkte), 8 (29 % der BZE-Punkte) sowie 6 und 4 (jeweils ca. 25 % der BZE-Punkte) am gravierendsten.

In Bd.2, IV/6 sind die **kartenmäßigen Darstellungen** der Bewertungsstufen der H+Fe-Anteile zu finden. Im Oberboden treten *sehr geringe* Elastizitäten (H+Fe-Anteil > 10 %) nahezu flächendeckend auf. Punkte mit *mäßiger* bis *hoher* Elastizität finden sich nur auf carbonathaltigen Substraten (Kalkalpen, Schwäbisch-Fränkische Alb, etc.). Mit zunehmender Bodentiefe zeichnet sich ein regionales Muster deutlich ab. So finden sich fast alle BZE-Punkte mit *sehr geringer* Elastizität in den Tiefenstufen 60-90, 90-140 und 140-200 cm im Norddeutschen Tiefland. In Schleswig-Holstein sind nahezu alle Böden von einer fortgeschrittenen Tiefenversauerung betroffen. Inwieweit diese Tiefenversauerung auf den Podsolon dieses von Natur aus armen Substrates anthropogen forciert wurde, läßt sich hier nicht feststellen. Tatsache ist jedoch, daß auch künftig eingetragene Säuren kaum gepuffert und unmittelbar in den Sickerwasserleiter gelangen können.

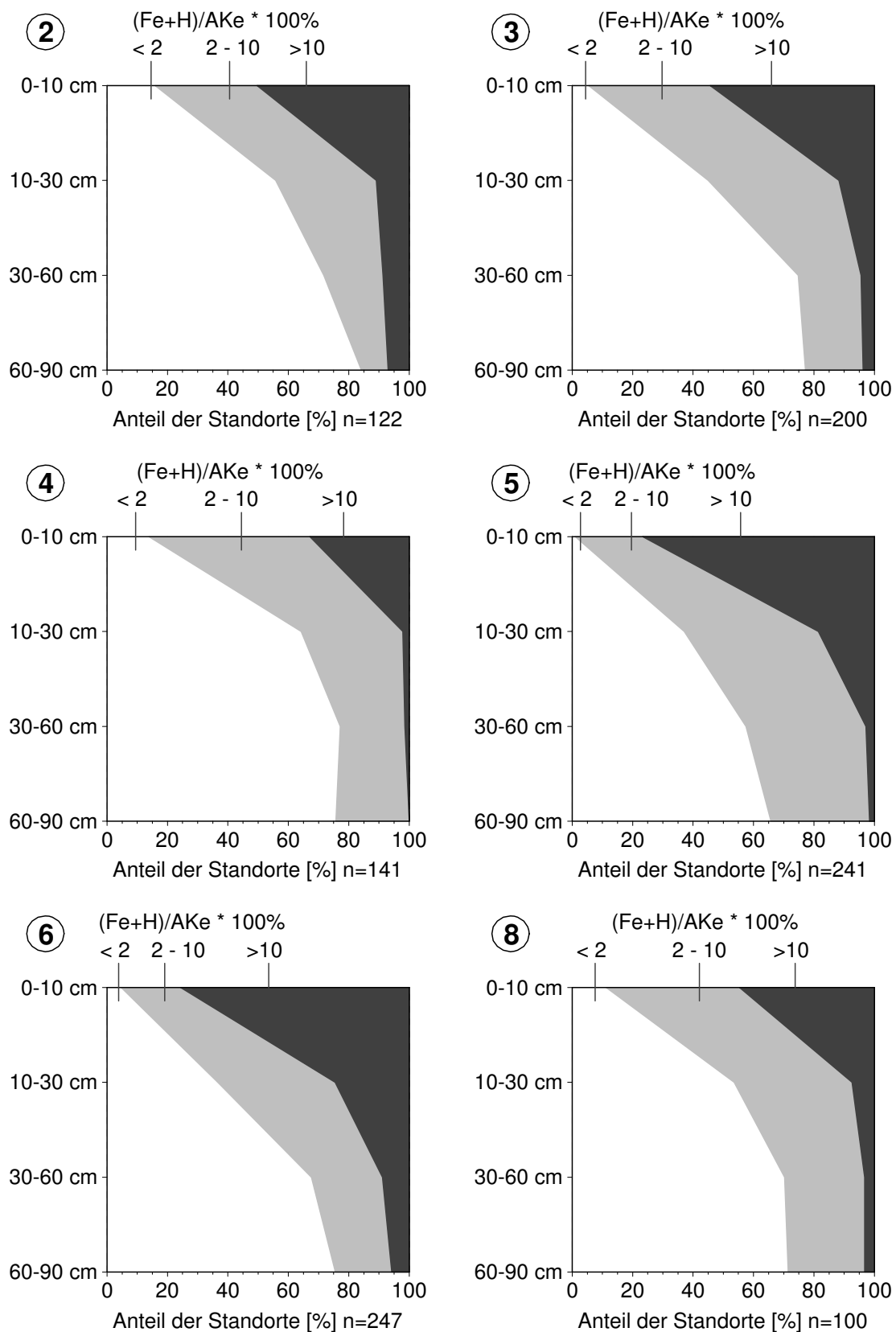


Abb.31: Prozentualer Anteil der Standorte mit (H+Fe)-Sättigungsgraden < 2 %, 2-10 % und > 10 %

Substratgruppen: 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

5.2.4 Elementvorräte

Vor dem Hintergrund der Neuartigen Waldschäden besteht die Befürchtung, daß unter dem Einfluß saurer Niederschläge und überhöhter Stickstoffeinträge die Nährstoffversorgung der Waldökosysteme nachhaltig gestört ist, weil mit zunehmender Bodenversauerung nicht nur die leicht verfügbaren, sondern auch die mittelfristig mobilisierbaren Nährelementvorräte abnehmen. Die Deckung des Nährelementbedarfs erfolgt bei Wäldern der gemäßigten Zone normalerweise durch die Aufnahme von aus der organischen Auflage durch Mineralisierung freigesetzten Elementen oder austauschbar gebundenen Ionen des Mineralbodens. Bei tief durchwurzelbaren Substraten übersteigt dabei der Anteil der Mineralbodenvorräte deutlich denjenigen der Auflage. Durch die Relation der in Waldböden kurz- bis mittelfristig mobilisierbaren Nährelementvorräte mit den in der Biomasse von Waldbeständen gebundenen Vorräten besteht die Möglichkeit, die aktuelle bis mittelfristige Nährstoffhaushaltssituation der Wälder abzuschätzen. Insbesondere das Risiko durch den Entzug von Nährelementen bei verschiedenen Nutzungsintensitäten läßt sich durch diesen Vergleich annähern.

In der Humusaufgabe wurden die ökologisch bedeutsamen Nährstoffgehalte mittels Königswasser- oder HNO_3 -Druckaufschluß bestimmt. Die Vorratsangaben im Mineralboden leiten sich aus den austauschbar gebundenen Elementgehalten her. Somit sind die im Boden kurz- und mittelfristig verfügbaren Vorräte erfaßt. Für die im Baumbestand enthaltenen Nährstoffvorräte wurde auf Durchschnittswerte von Beständen im Baumholzalder zurückgegriffen (AK STANDORTSKARTIERUNG 1996). Die Bewertung der kurz- und mittelfristig verfügbaren Nährelementvorräte im Wurzelraum (Auflage + Mineralboden bis 60 cm) erfolgte schließlich durch den Vergleich der Boden- mit den Bestandesvorräten.

Bei der Interpretation der Ergebnisse gilt zu beachten, daß die für die Bewertung herangezogene durchschnittliche Nährelementausstattung von Waldbeständen - abhängig z.B. von Baumartenzusammensetzung, waldbaulicher Behandlung und standörtlicher Ausstattung - stark variieren kann. Weil außerdem in die Bewertung der Wurzelraumvorräte einerseits die bundesweit nur eingeschränkt vergleichbaren Nährelementvorräte der Humusaufgabe einfließen und andererseits für die Berechnung der Mineralbodenvorräte neben exakt gemessenen Gehaltsangaben teilweise auch nur geschätzte Trockenraumdichten und Skelettanteile verwendet wurden, können die Vorratsangaben nur größenordnungsmäßig verglichen werden. Zusätzlich zu den vom AK Standortskartierung empfohlenen Bewertungsstufen wurden daher der Datenqualität angemessene, gröbere Klassen gebildet (vgl. Tab.8, Spalte 1). Die Ergebnisse der häufigkeitsstatistischen Auswertung der Elementvorräte und die Grundlagen für die Bewertung der Elementversorgung befinden sich zusammen mit den entsprechenden Kartogrammen in Bd.2, V/1-7.

5.2.4.1 Elementvorräte im Wurzelraum (K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al)

Kaliumvorrat

Der Kaliumvorrat in der Biomasse von Baumhölzern wird im Durchschnitt mit 400 kg/ha angegeben. Im Intensivwurzelraum (Humusaufgabe + Mineralboden bis 30 cm) der untersuchten BZE-Standorte sind dagegen durchschnittlich (Median) nur 234 kg/ha Kalium verfügbar. Auch auf den gesamten Wurzelraum (bis 60 cm) bezogen, liegen die kurz- bis mittelfristig verfügbaren Kaliumvorräte mit 345 kg/ha im Durchschnitt unter dem K-Vorrat eines durchschnittlichen Waldbestandes. Erst bei der Bilanzierung der Vorräte in größeren Tiefen, d.h. 90 cm und tiefer, kann für die Mehrzahl der BZE-Standorte eine *mäßige* K-Versorgung (Median = 424 kg/ha) festgestellt werden. Als waldbauliche Maßnahme ist daher grundsätzlich der Anbau tiefwurzelnder Baumarten, welche den Kaliumvorrat des Extensivwurzelraumes erschließen können, zu empfehlen.

Die K-Versorgungslage der Waldbestände ist jedoch aufgrund der sehr unterschiedlichen Verfügbarkeit dieses Elements anhand der Vorratsangaben schwierig zu beurteilen. Eine differenzierte Betrachtung der Kaliumvorräte im Wurzelraum nach **Substratgruppen** zeigt, daß das K-Angebot auf Substraten der Gruppen 1 und 2 als *sehr hoch* bzw. *mittel* bewertet werden kann (Tab.8). Trotz des hohen Angebotes kann aber gerade auf diesen Standorten, bedingt durch die ebenfalls hohen Ca-Vorräte, infolge einer gehemmten K-Aufnahme ein potentieller K-Mangel vorliegen. Außerdem ist die Verfügbarkeit für Kalium stark von der Bodenstruktur abhängig, so daß auf lehmigen aggregierten Böden K-Mangelerscheinungen trotz hoher Vorräte gehäuft auftreten (BUBERL et al. 1994).

Sehr gering bis *gering* werden die K-Vorräte der Substratgruppe 6 (Sande) bewertet. Jedoch stocken auf diesen Standorten überwiegend ertragsschwächere Kiefernforsten, deren K-Vorrat in der Biomasse mit etwa 200 kg/ha angenähert werden kann (vgl. GEHRMANN 1993). Somit dürfte der K-Vorrat der Bodens im Vergleich zu den Bestandesvorräten etwas zu negativ eingeschätzt worden sein, muß aber doch als *gering* bis *mäßig* bezeichnet werden. Auf allen anderen Substraten steht im Wurzelraum nur ein *geringer* K-Vorrat für den Aufbau der Biomasse zur Verfügung.

Die Analyse der K-Vorräte nach **Haupt-Bodentypen** weist die Podsole als am schlechtesten mit Kalium versorgt aus. Nur wenig besser ist das K-Angebot der Braunerden. Eine breitere Streuung auf mäßigem Niveau kennzeichnet die Parabraunerden und Pseudogleye.

Wie auch die räumliche Darstellung der Bewertungsklassen zeigt, stellen Podsole in Norddeutschland auf sandigem, von Natur aus armen Ausgangssubstrat bezüglich der K-Versorgung die am stärksten unterversorgte Bodenform dar.

Tab.8: Prozentuale Verteilung der K-Vorratsklassen (Wurzelraum) nach Substratgruppen und Haupt-Bodentypen Braunerde (B), Parabraunerde (L), Podsol (P), Pseudogley (S)

K-Vorrat im Wurzelraum			Anteil der BZE-Punkte [%]						
			Substratgruppe						
Klasse	Bewertung lt. AK SK	Wertebereich [kg/ha]	1 (n=63)	2 (n=119)	3 (n=190)	4 (n=175)	5 (n=239)	6 (n=231)	8 (n=107)
I	sehr gering	< 200	1.4	3.0	12.3	17.9	18.5	30.9	4.9
	gering	200 - 400	9.6	18.8	35.2	45.5	55.6	36.4	54.3
II	mäßig	400 - 600	4.6	23.6	24.6	19.1	16.3	12.6	23.8
	mittel	600 - 800	6.9	19.9	14.9	8.8	5.0	12.4	7.0
	mäßig hoch	800 - 1200	11.3	26.6	7.2	6.0	3.0	3.7	7.0
III	hoch	1200 - 1600	6.6	5.6	2.3	1.7	1.0	1.4	0.0
	sehr hoch	>= 1600	59.6	2.6	3.5	1.1	0.5	2.6	3.1

Substratgruppen: 1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

K-Vorrat im Wurzelraum			Anteil der BZE-Punkte [%]			
			B (n=721)	L (n=68)	P (n=110)	S (n=120)
I	sehr gering	< 200	15.1	5.8	33.6	6.7
	gering	200 - 400	44.7	32.6	42.7	23.9
II	mäßig	400 - 600	18.8	21.7	12.0	37.5
	mittel	600 - 800	9.6	18.8	5.1	17.1
	mäßig hoch	800 - 1200	6.8	17.4	2.5	11.3
III	hoch	1200 - 1600	1.8	3.6	1.5	2.4
	sehr hoch	>= 1600	3.2	0.0	2.5	1.1

Calcium

Die Calciumvorräte in der **Biomasse** eines durchschnittlichen Bestandes im Baumholzalter werden mit 400 kg/ha angegeben. Demgegenüber legen anspruchsvolle Laubwaldgesellschaften, wie z.B. Kalkbuchen- oder Eichen-Hainbuchenwälder, in der Biomasse einen wesentlich höheren Ca-Vorrat von > 2000 kg/ha fest. Ertragsschwache Kiefernstandorte haben dagegen nur etwa 210 kg/ha Calcium in der Bestandesbiomasse gespeichert.

Die **räumliche Verteilung** der Ca-Vorräte in der Auflage und dem Oberboden (bis 30 cm) spiegelt durch die Lage der mit *sehr hoch* und *hoch* bewerteten BZE-Standorte deutlich das Vorkommen carbonathaltiger Ausgangssubstrate (Substratgruppe 1) wider. Auch die Lockersubstrate über Kalk (Substratgruppe 2) sind weitgehend gut mit Calcium versorgt, wobei sich zwei Untergruppen mit einerseits *mäßig / mittleren* und andererseits *hohen / sehr hohen* Ca-Vorräten unterscheiden lassen. Eine breite Spanne bezüglich der Ca-Vorräte charakterisiert die kalkfreien Lockersedimente der Substratgruppe 3. Die übrigen Standorte sind *sehr gering* bis *mittel* mit Calcium bevorratet.

Die Stratifizierung der Ca-Vorräte nach **Bodentypen** ergibt dagegen keine deutliche Differenzierung. Podsole und Braunerden sind allerdings i.a. schlechter mit Calcium ausgestattet als Pseudogleye und Parabraunerden mit in einem weiten Rahmen streuenden Ca-Vorräten.

Der kurz- bis mittelfristig verfügbare Ca-Vorrat im **Wurzelraum** liegt bei durchschnittlich 650 kg/ha und ist somit als *mäßig* zu bewerten. Etwa ein Viertel der BZE-Standorte weist im Wurzelraum nur *sehr geringe* bis *geringe* Ca-Vorräte (< 400 kg/ha) auf. Auch im Extensivwurzelraum ist - mit Ausnahme der carbonatbeeinflussten Böden - nur noch wenig Calcium verfügbar. So weist auch der Median der Ca-Vorräte bis 90 cm Tiefe mit nur 840 kg/ha auf eine eher *mäßige* Ca-Versorgung hin. Anspruchsvollere Bestandestypen können durch die geringen Ca-Vorräte in ihrem Wachstum limitiert werden.

Tab.9: Prozentuale Verteilung der Ca-Vorratsklassen (Wurzelraum) nach Substratgruppen und Haupt-Bodentypen Braunerde (B), Parabraunerde (L), Podsol (P), Pseudogley (S)

Ca-Vorrat im Wurzelraum			Anteil der BZE-Punkte [%]						
			Substratgruppe						
Klasse	Bewertung lt. AK SK	Wertebereich [kg/ha]	1 (n=63)	2 (n=119)	3 (n=190)	4 (n=175)	5 (n=239)	6 (n=231)	8 (n=107)
I	sehr gering	< 200	0.0	2.7	2.3	8.6	6.8	4.2	9.9
	gering	200 - 400	1.4	6.7	12.6	29.9	36.6	27.9	27.8
II	mäßig	400 - 800	0.3	15.1	23.8	29.4	27.5	42.2	34.4
	mittel	800 - 2000	0.0	22.6	27.6	18.7	22.5	18.9	12.7
	mäßig hoch	2000 - 4000	1.4	7.5	16.5	8.5	5.3	1.6	8.6
III	hoch	4000 - 8000	1.4	12.0	8.9	2.8	0.8	3.9	5.6
	sehr hoch	>= 8000	95.6	33.5	8.3	2.2	0.5	1.4	0.9

Substratgruppen: 1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Ca-Vorrat im Wurzelraum			Anteil der BZE-Punkte [%]			
			B (n=721)	L (n=68)	P (n=110)	S (n=120)
I	sehr gering	< 200	5.9	0.0	9.1	0.9
	gering	200 - 400	27.3	8.7	23.7	11.8
II	mäßig	400 - 800	30.0	16.7	34.0	21.2
	mittel	800 - 2000	18.8	26.1	27.1	28.0
	mäßig hoch	2000 - 4000	6.9	21.7	3.4	16.1
III	hoch	4000 - 8000	4.3	14.5	0.0	12.5
	sehr hoch	>= 8000	6.9	12.3	2.6	9.5

Magnesium

Für den durchschnittlichen Mg-Vorrat in der Biomasse von Baumhölzern kann ein Richtwert von etwa 100 kg/ha angenommen werden. In einem geringwüchsigen Kiefernbestand werden dagegen nur etwa 40 kg/ha Magnesium gespeichert (GEHRMANN 1993).

Der Mg-Vorrat im **Oberboden** (bis 30 cm) weist mit durchschnittlich 133 kg/ha auf eine *mäßige* Mg-Ausstattung hin. Auch bei Einbeziehung des **Wurzelraums** bis 60 cm Tiefe ist keine gravierende Verbesserung abzulesen, der Median liegt bei 149 kg/ha. Hier befinden sich ca. ein Drittel der Standorte mit *geringen* bis *sehr geringen* Mg-Gehalten im Bereich einer potentiellen Mg-Mangelsituation, ca. 25 % sind *mäßig* mit Magnesium ausgestattet. Die prozentualen Häufigkeitsverteilungen der Mg-Vorräte sind allerdings rechtsschief und weisen im *hohen* bis *sehr hohen* Bereich ein zweites Maximum auf. D.h. obwohl viele Standorte nur geringe Mg-Vorräte aufweisen, existiert doch andererseits auch eine bedeutende Anzahl Standorte mit *hohen* und *sehr hohen* Vorräten. Eine Stratifizierung nach Substraten belegt (vgl. Tab.10), daß es sich hierbei um carbonatbeeinflusste Standorte der Gruppen 1 und 2

handelt. Die geringsten Mg-Vorräte im Wurzelraum sind auf Substraten der Gruppen 5 und 6, d.h. den Sandsteinverwitterungsböden und Sanden zu erwarten. Damit korrespondieren auch die Ergebnisse der Stratifizierung nach Haupt-Bodentypen, die für Podsole und Braunerden die niedrigsten Mg-Vorräte ausweisen. Auch bei der Berücksichtigung der im **Extensivwurzelraum** (bis 90 cm Tiefe) gespeicherten Mg-Vorräte ist die Versorgung nicht generell besser einzustufen, sondern verbleibt im Bereich der *mäßigen* Ausstattung (Median = 182 kg/ha), allerdings mit einer Tendenz zu *mittleren* Vorräten.

Die **räumliche Verteilung** der Mg-Vorräte bis 30 cm grenzt deutlich die carbonatbeeinflussten Standorte mit *hohen* und *sehr hohen* Mg-Vorräten von den übrigen BZE-Punkten ab. Demgegenüber sind für Mittelgebirgslagen, d.h. das Rheinische Schiefergebirge, die Eifel, Spessart, Pfälzerwald, Odenwald, Schwarzwald, Thüringer und Frankenwald sowie weite Teile des Hessischen Berglandes *geringe* bis *sehr geringe* Mg-Vorräte im Oberboden charakteristisch. Auch im Nordostdeutschen Tiefland und im Bereich der Geschiebelehme des Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügellandes überwiegen im Oberboden extrem niedrige Mg-Vorräte. Eine relevante Erhöhung der Mg-Ausstattung bei der Betrachtung des Wurzelraumes (bis 60 cm) ergibt sich nur für die Standorte des Nordostdeutschen Tieflandes, für Mittelhessen und die Schwäbische Alb. Regional deutlicher ist dagegen auf den meisten Standorten der Anstieg der Mg-Vorräte bei Einbeziehung der Vorräte in der Tiefenstufe 60-90 cm. Weiterhin *gering* bleibt das Mg-Angebot der Standorte im Rheinischen Schiefergebirge, Nordschwarzwald, Pfälzerwald, Odenwald, dem Spessart und weiten Teilen der Nordostdeutschen Tiefebene. Hier können Mg-Mangelerscheinungen des aufstockenden Bestandes nicht ausgeschlossen werden. Deutlich besser stellt sich bei Berücksichtigung auch der im Extensivwurzelraum gespeicherten Mg-Vorräte dagegen die Versorgung der Waldbestände für das Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügelland, Mittelhessen und Rheinland-Pfalz dar.

Tab.10: Prozentuale Verteilung der Mg-Vorratsklassen (Wurzelraum) nach Substratgruppen und Haupt-Bodentypen Braunerde (B), Parabraunerde (L), Podsol (P), Pseudogley (S)

Mg-Vorrat im Wurzelraum			Anteil der BZE-Punkte [%]						
			Substratgruppe						
Klasse	Bewertung lt. AK SK	Wertebereich [kg/ha]	1 (n=63)	2 (n=119)	3 (n=190)	4 (n=175)	5 (n=239)	6 (n=231)	8 (n=107)
I	sehr gering	< 50	0.0	5.2	5.0	3.0	12.6	20.6	2.0
	gering	50 - 100	1.4	17.4	20.9	20.3	34.5	37.8	20.1
II	mäßig	100 - 200	2.9	16.6	19.4	29.4	27.5	28.6	38.5
	mittel	200 - 500	4.9	24.8	25.1	34.1	17.6	11.1	22.4
	mäßig hoch	500 - 1000	6.8	14.6	15.4	7.2	6.5	1.8	10.5
III	hoch	1000 - 2000	1.4	13.5	8.1	3.3	1.2	0.0	3.7
	sehr hoch	>= 2000	82.7	7.8	6.0	2.6	0.0	0.0	2.8

Substratgruppen: 1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Mg-Vorrat im Wurzelraum			Anteil der BZE-Punkte [%]			
			B (n=721)	L (n=68)	P (n=110)	S (n=120)
I	sehr gering	< 50	8.4	2.9	14.9	3.0
	gering	50 - 100	28.5	12.3	35.0	9.1
II	mäßig	100 - 200	26.6	19.6	30.4	17.7
	mittel	200 - 500	20.3	26.1	14.1	35.0
	mäßig hoch	500 - 1000	7.9	23.2	2.3	19.5
III	hoch	1000 - 2000	3.0	11.6	2.0	10.4
	sehr hoch	>= 2000	5.2	4.3	1.4	5.4

Kationsäuren

In Kap.5.2.3 wurden die Sättigungsgrade der Kationsäuren Aluminium, Eisen und Mangan für die einzelnen Tiefenstufen ausführlich dargelegt. Anhand der Sättigungsgrade läßt sich die ökophysiologische Bedeutung dieser Elemente in den einzelnen Tiefenstufen der untersuchten Böden beurteilen. Die im folgenden dargelegten Kationsäurevorräte geben Hinweise auf die im Boden durch Säurepufferung freigesetzten und akkumulierten Elementmengen. Sie sind als Kapazitätsgrößen besonders geeignet, den Wurzelraum als Ganzes bezüglich des Versauerungsgrades einzuschätzen.

Die Häufigkeitsverteilungen der verfügbaren Mn-, Al-, Fe- und H-Vorräte bis 30 cm, 60 cm und 90 cm Tiefe sind Bd.2, V/4-7 zu entnehmen. Die Werte variieren in einer sehr breiten Spanne und unterliegen in logarithmierter Form einer annähernden Normalverteilung. In der starken Streuung kommt das breite Standortsspektrum dieser Erhebung zum Ausdruck.

Die Vorräte der im **Mineralboden** austauschbar gespeicherten Kationsäuren und Protonen sind nicht nur vom Versauerungsstatus abhängig sondern in starkem Maße auch von der Menge der effektiven Austauschplätze. In humus- oder tonreichen Böden sind mithin bei gleichem Aciditätsstatus bzw. vergleichbarer Basensättigung tendenziell höhere Vorräte an Kationsäuren zu erwarten als in Böden mit einer geringen Kationenaustauschkapazität. Der

Einfluß des pH-Wertes auf die Freisetzung und Adsorption von Kationsäuren wird also bei Betrachtung der Vorräte stark durch die physiko-chemischen Bodeneigenschaften überlagert, welche die Höhe der Austauschkapazität bestimmen (v.a. Textur, Vorrat- und Qualität der organischen Substanz). Abb.32 läßt dennoch eine deutliche **Abhängigkeit der Kationensäurevorräte** im Mineralboden (0-60 cm Tiefe) **vom pH-Wert** erkennen. Offensichtlich werden die vom Ausgangssubstrat (Textur) und der forstlichen Nutzungsgeschichte (Humusvorrat) festgelegten kapazitären Austauschereigenschaften der Böden von den - dem Aciditätsgrad entsprechenden - Pufferungsprozessen überlagert.

Die **substratspezifische Betrachtung der Kationensäurevorräte** im Mineralboden (Abb.33) läßt gewisse Differenzen zwischen den Substratgruppen erkennen, welche wie folgt zu interpretieren sind:

Die **Manganvorräte** geben Anhaltspunkte über die zeitliche Dimension der Oberbodenversauerung in den einzelnen Substratgruppen. Die relativ niedrigen Manganvorräte der Substratgruppe 6 (pleistozäne Sande) unterstreichen, daß der Prozeß der Bodenversauerung hier langfristig und nachhaltig stattgefunden hat und Mangan weitgehend aus dem Wurzelraum ausgewaschen worden ist. Hinzu kommt, daß die geogene Manganausstattung der pleistozänen Sande ohnehin gering ist. Die vergleichsweise noch hohen Manganvorräte der Substratgruppen 3 und 4 (gemessen am 90-Perzentil) verdeutlichen, daß die Versauerung dieser Böden erst in den letzten Jahrzehnten eingetreten sein kann.

Auf den Sanden (Substratgruppe 6) sind auch schon die **Aluminiumvorräte** deutlich reduziert, während der mittlere Protonenvorrat dem der anderen Substrate entspricht. Das unterstreicht die fortgeschrittene Versauerung der Böden auf armen Sanden, bei denen die Austauscher in besonders hohem Maß mit Protonen belegt sind (vgl. Kap.5.2.3). Die hohen Protonenvorräte der Sandböden bei insgesamt geringer Austauschkapazität sind ein deutliches Anzeichen für die weitgehende Erschöpfung der Pufferkapazität im gesamten Wurzelraum. Mit einem raschen Fortschreiten der Versauerung in tiefere Bodenschichten ist auf diesen Böden zu rechnen, wenn die Säureeinträge weiterhin die Pufferkapazität deutlich überschreiten.

Unter Berücksichtigung der Streubereiche unterscheiden sich die Substratgruppen hinsichtlich der **Eisen- und Protonenvorräte**, welche generell als Indikator fortgeschrittener Versauerung fungieren können, nur wenig voneinander. Lediglich die Substratgruppen 3 und 5 heben sich durch etwas höhere mittlere Vorräte von den anderen Substratgruppen ab.

Insgesamt deutet sich eine weitgehend substratunabhängige Nivellierung der bodenchemischen Verhältnisse auf stark saurem Niveau an. Die egalisierende Wirkung der Versauerung läßt sich also auch anhand der über das gesamte Bodenprofil (bzw. den Wurzelraum) integrierenden Kapazitätskennwerte (Elementvorräte) demonstrieren.

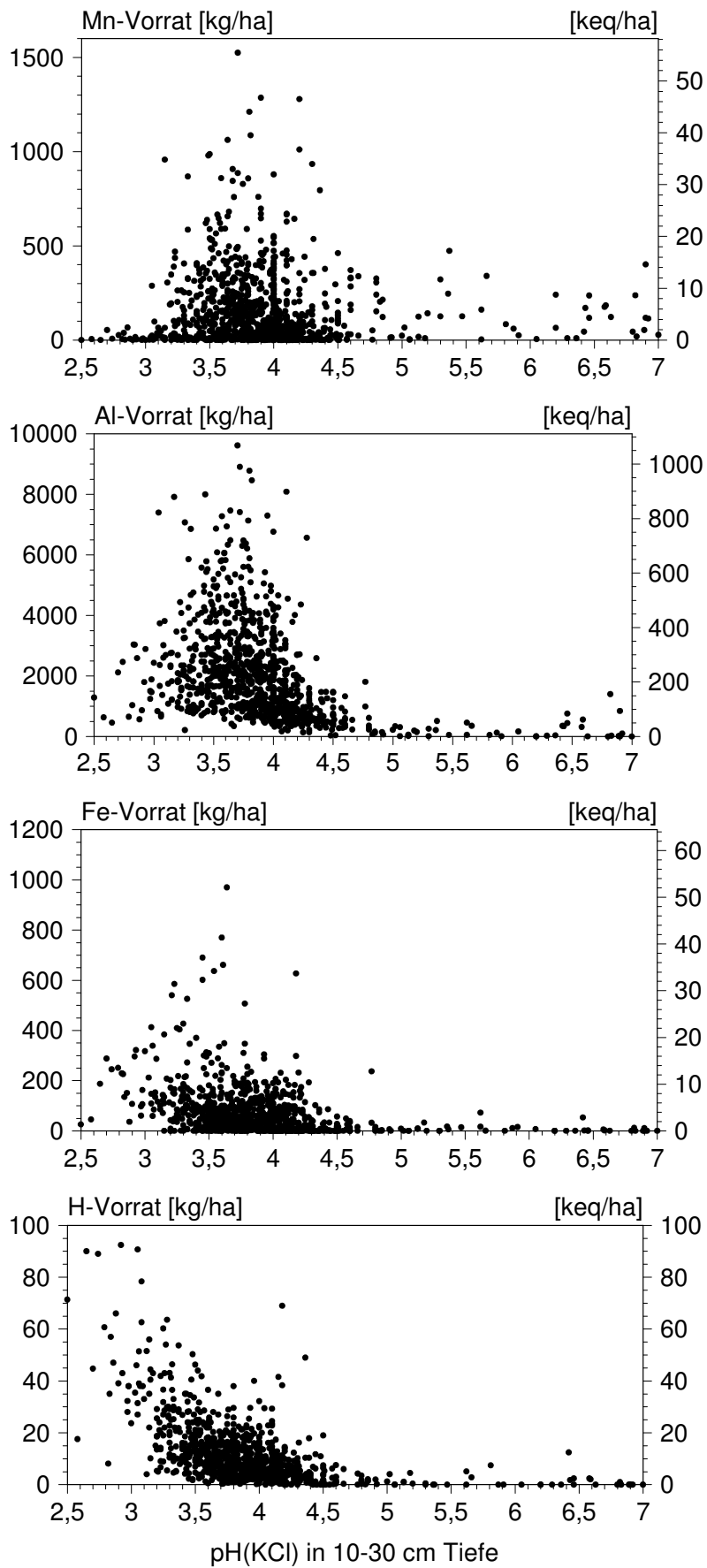


Abb.32: Streudiagramme der Beziehungen zwischen pH-Wert und austauschbarem Mn-, Al-, Fe- und Protonenvorrat im Mineralboden bis 60 cm Tiefe

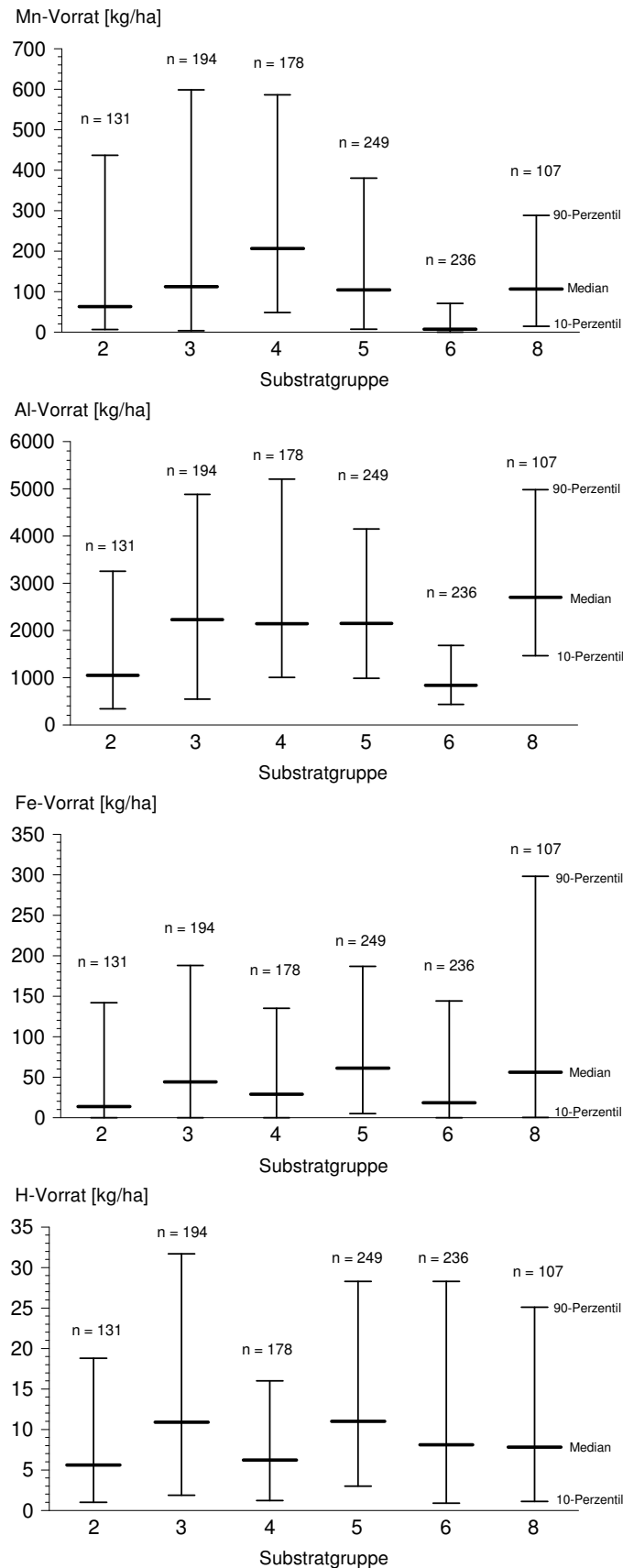


Abb.33: Stratifizierung der verfügbaren Mn-, Al-, Fe- und Protonenvorräte im Mineralboden bis 60 cm Tiefe nach Substratgruppen

Substratgruppen: 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

5.2.4.2 Nährlementvorräte in der Humusauflage (K, Ca, Mg)

Die im Rahmen der BZE-Ringanalysen festgestellten länderspezifischen Abweichungen bei der Bestimmung der Elementvorräte in der Humusauflage (vgl. Kap.4.3.2) schließen eine tiefgreifende statistische Auswertung der absoluten Vorratsangaben aus. Daher wird lediglich eine punktbezogene Anhaltsbewertung der Nährlementvorräte der organischen Auflage im Vergleich zu den im Wurzelraum (Mineralboden bis 60 cm Tiefe + organ. Auflage) verfügbaren Nährlementvorräten durchgeführt. Die geringe Präzision der Humusvorratsangaben überlagert dabei potentielle statistische Zusammenhänge, so daß nur noch deutliche Trends wahrgenommen werden können.

Durch Bodenversauerung reduziert sich die biologische Aktivität und führt zu forcierter Humusakkumulation in der Auflage, was allerdings vielfach durch andere Faktoren überlagert wird. Die **ökosystemare Bedeutung** dieser forcierten Humusakkumulation besteht vor allem in der damit verbundenen Entkopplung der internen Nährstoffkreisläufe und Anreicherung von Nährlementen in der Auflage. Dadurch können sich Nährstoffengpässe und zusätzliche Versauerungsproblem im Mineralboden ergeben. Als Parameter für den Grad dieser Entkopplung kann die Relation zwischen den in der Auflage und den im Mineralboden gespeicherten Nährlementvorräten herangezogen werden.

Für die Böden in Rheinland-Pfalz konstatieren BLOCK et al. (1991) daß insbesondere auf Standorten mit geringen Nährlementvorräten häufig mehr als die Hälfte des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Calciums und Magnesiums in der Humusauflage gespeichert vorliegen. Ähnlich stellt sich die Situation in Baden-Württemberg dar. So finden BUBERL et al. (1994) auf ca. 30 % der Böden des Schwarzwaldes und Odenwaldes mehr als 60 % des verfügbaren Magnesiumvorrats in der Auflage gespeichert.

Die **Häufigkeitsverteilungen** der Calcium-, Magnesium- und Kaliumvorräte in den Auflagen der bundesweiten BZE-Stichprobe finden sich in Bd.2, V/1-3. Zur Einschätzung der in den Auflagen gespeicherten Elementmengen werden diese Daten in Beziehung zu den gesamten kurz- und mittelfristig verfügbaren Vorräten im Wurzelraum (austauschbare Vorräte im Mineralboden bis 60 cm Tiefe einschließlich der Gesamtgehalte in der Auflage) gesetzt.

Bei Calcium liegen im Durchschnitt 211 kg/ha in der Auflage vor, was etwa einem Drittel der mittleren gesamten Calciumvorräte im Wurzelraum entspricht. Dem Median der Magnesiumvorräte in der Auflage (55 kg/ha) entsprechen 37 % der Vorräte im gesamten Wurzelraum; beim Kalium sind es mit 79 kg/ha 23 %.

Bei den extrem hohen Calcium- und Magnesiumvorräten in der Auflage (vgl. Bd.2, V/2-3) handelt es sich um Standorte in den Kalkalpen und der Fränkischen Alb. Hier führen Partikel carbonathaltigen Gesteins zu einer starken Erhöhung der Auflagengesamtgehalte. Nach GULDER & KÖLBEL (1993) sind die hohen Ca- und Mg-Vorräte in den Böden der Alpenstandorte außerdem das Ergebnis besonders mächtiger Humuspakete infolge (witterungsbedingt) gehemmter Streumineralisation.

Die Nährlementvorräte in der Auflage sind wesentlich abhängig vom Vorrat an organischer Substanz und damit von der Humusform. Darüberhinaus akkumulieren die einzelnen Elemente in unterschiedlichem Maße. So reichern sich die Elemente Calcium und Magnesium aufgrund ihrer spezifischen Bindung an die organischen Substanz tendenziell stärker in der Auflage an als Kalium, das als einwertiges Kation nur schwach von den Huminstoffen adsorbiert wird. Aus den Abb.34-36 sind die absoluten Elementvorräte (Ca, Mg, K) in der Humusauflage, der kurz- bzw. mittelfristig verfügbare Nährlementvorrat im Wurzelraum

sowie der prozentuale Anteil des in der Auflage gespeicherten Elementvorrats **stratifiziert nach Humusformen** ersichtlich.

Es wird grundsätzlich für alle Elemente deutlich, daß in der Reihung vom Mull zum Rohhumus die Anteile der Auflagevorräte gegenüber den Vorratssummen zunehmen. Gleichzeitig besteht bei den Humusformen typischer und rohhumusartiger Moder sowie Rohhumus ein deutlicher positiver Zusammenhang zwischen Vorratssummen und Auflagevorräten (vgl. Abb.34-36), d.h. der Elementvorrat setzt sich bei diesen Humusformen stets zu einem wesentlichen Teil aus den in der Auflage akkumulierten Elementmengen zusammen. Demgegenüber lassen die Elementvorräte beim Mull und mullartigen Moder keinen solchen Zusammenhang erkennen.

Betrachtet man die prozentualen Anteile der jeweiligen Auflagevorräte an der Vorratssumme, so sind folgende elementspezifischen Unterschiede festzustellen: Bei den Humusformen typischer und rohhumusartiger Moder sowie Rohhumus befinden sich bei der überwiegenden Mehrheit der BZE-Punkte mehr als 50 % der **Calciumvorräte** in der Auflage. Dies betrifft sowohl die Standorte mit insgesamt *mäßigen* bis *sehr hohen* Vorräten (> 400 kg/ha im Wurzelraum) als auch die Standorte mit *sehr geringen* und *geringen* Vorräten (< 400 kg/ha). Bei den Kalium- und Magnesiumvorräten ist die Situation etwas differenzierter. Der Zustand, daß mehr als 50 % der **Kaliumvorräte** in der Auflage vorliegen, tritt bei Standorten, die *sehr geringe* bzw. *geringe* Vorräte im Wurzelraum aufweisen (< 400 kg/ha), im wesentlichen nur für Rohhumus auf. Standorte mit *sehr geringen* bzw. *geringen* **Magnesiumvorräten** (< 100 kg/ha) bei gleichzeitig mehr als 50 % in der Auflage festgelegtem Magnesium finden sich vorwiegend bei den Humusformen rohhumusartiger Moder und Rohhumus.

Zusammenfassend muß also davon ausgegangen werden, daß gerade bei denjenigen Standorten, die sich durch besondere Nährstoffarmut und ungünstige Humusformen auszeichnen, der überwiegende Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nähr-elementvorrates derzeit in der Humusaufgabe vorliegt. Hierin kommt die oben erläuterte Entkopplung der ökosystemaren Nährstoffkreisläufe auf diesen Standorten deutlich zum Ausdruck.

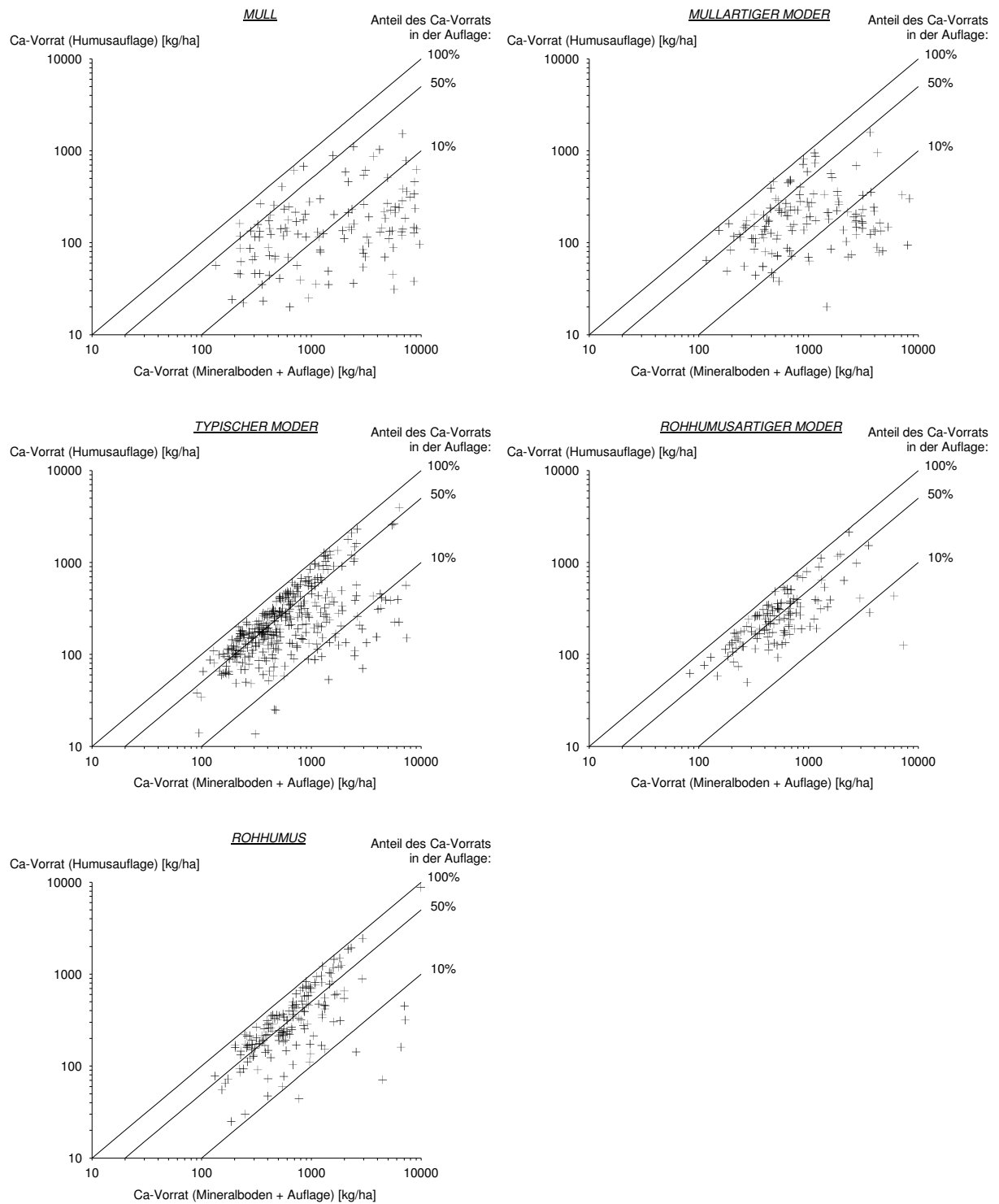


Abb.34: Gegenüberstellung der Calciumvorräte in der Humusauflage und im Wurzelraum stratifiziert nach Humusformen

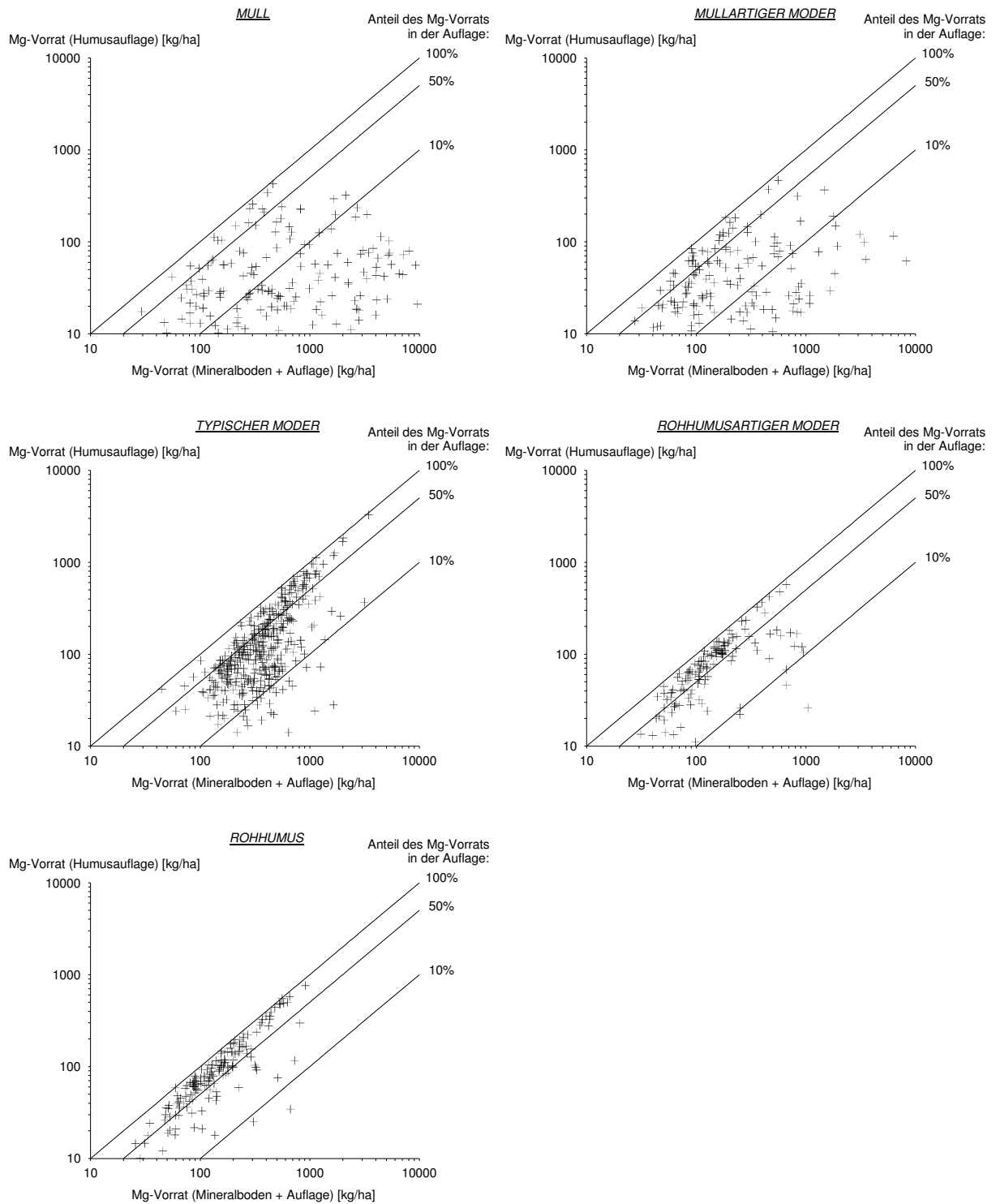


Abb.35: Gegenüberstellung der Magnesiumvorräte in der Humusauflage und im Wurzelraum stratifiziert nach Humusformen

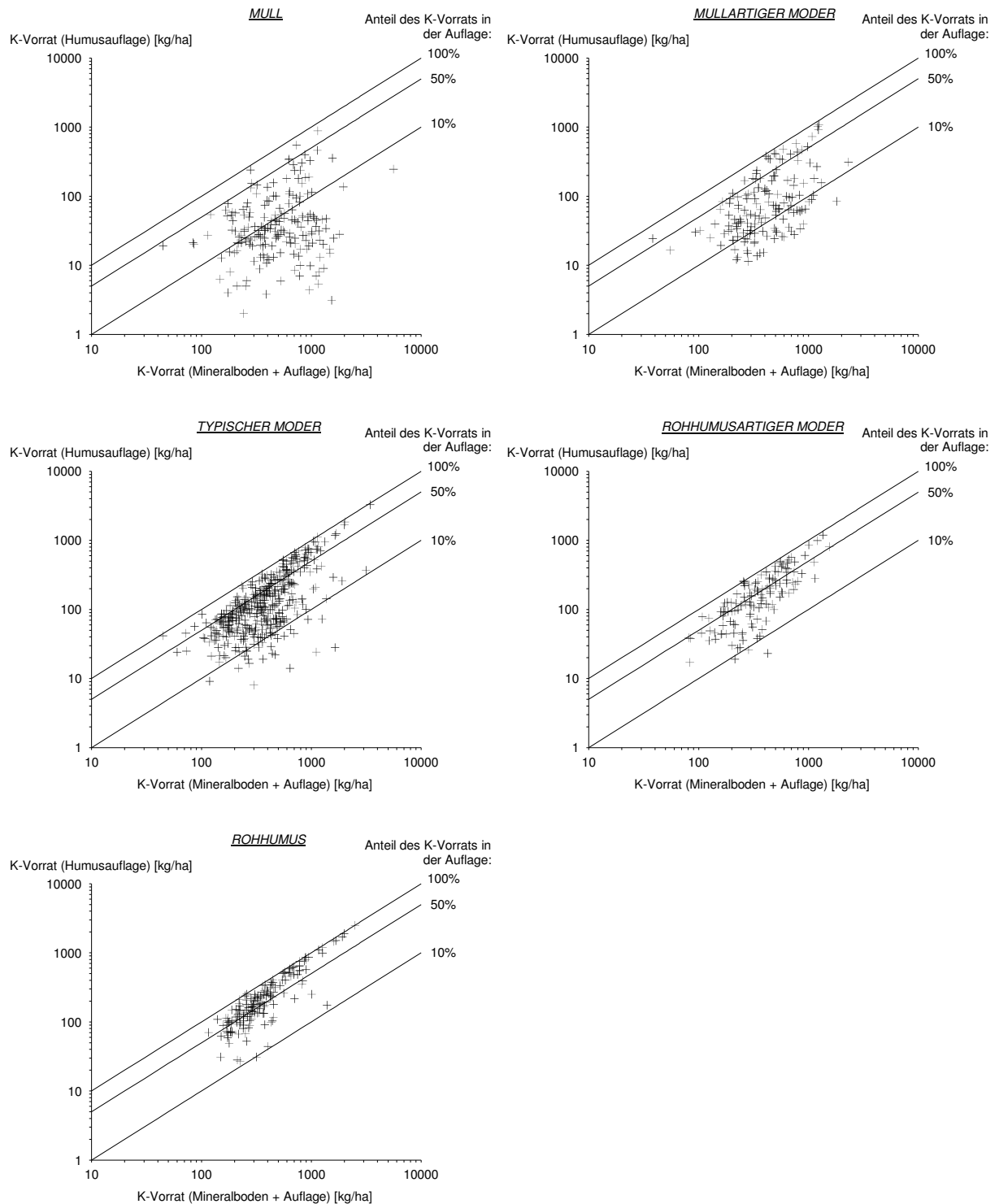


Abb.36: Gegenüberstellung der Kaliumvorräte in der Humusauflage und im Wurzelraum stratifiziert nach Humusformen

In den Abb.37-39 sind die Nährelementvorräte (Ca, Mg, K) in der Humusauflage und im Wurzelraum **nach Substratgruppen (SG) stratifiziert** gegenüber gestellt. Zwischen den einzelnen Substratgruppen bestehen folgende elementspezifischen Unterschiede: Bei den Substratgruppen 2 und 3 befindet sich der überwiegende **Calciumvorrat** im Mineralboden und ist damit - bei hinreichender Durchfeuchtung des Bodens - unmittelbar pflanzenverfügbar. Gleichzeitig sind auf diesen Substraten nur wenige Standorte mit *sehr geringen* oder *geringen* Ca-Vorräten im Wurzelraum anzutreffen (Kap.5.2.4.1), so daß hier von einer guten Versorgungssituation auszugehen ist. Besonders ungünstig ist die Ca-Verfügbarkeit bei den Substratgruppen 5 und 6. Hier wurde bereits ein hoher Anteil an BZE-Punkten mit *sehr geringen* und *geringen* Vorräten im Wurzelraum konstatiert (Kap.5.2.4.1). Abb.37 läßt nun erkennen, daß zudem häufig mehr als 50 % des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Calciums in den Humusaufgaben dieser Standorte festgelegt ist.

Noch gravierender sind die substratspezifischen Unterschiede wenn man die **Magnesiumvorräte** betrachtet. Hier weisen die Substratgruppen 5 und 6 bei überwiegend *geringen* bis *sehr geringen* Vorräten im Wurzelraum (Kap.5.2.4.1) für die Mehrheit der BZE-Punkte erhebliche Magnesiumanteile (deutlich über 50 %) in der Humusaufgabe auf.

Bei den **Kaliumvorräten** stellt sich die Situation etwas anders als bei Calcium und Magnesium dar. Aufgrund der geringen Bindungsstärke von Kalium zur organischen Substanz ist die Humusaufgabe als K-Speicher gegenüber dem Mineralboden von untergeordneter Bedeutung. Besonders bei den Standorten mit *sehr geringen* und *geringen* K-Vorräten im Wurzelraum liegen die prozentualen Anteile des in der Auflage gespeicherten Kaliums meist unter 50 %. Dieser Befund gilt für alle Substratgruppen. Für eine mögliche Kaliumunterversorgung ist der Grad der Entkopplung der internen Nährelementkreisläufe durch Humusakkumulation in der Auflage somit kein entscheidender Faktor.

Auf Standorten mit schlechter Kaliumversorgung empfiehlt sich für die nachhaltige Sicherung der Ernährung der Anbau tiefwurzelter Baumarten zur Erschließung der Kaliumvorräte im tiefen Mineralboden. Bei Calcium- und Magnesiumunterversorgung sind indes weitreichendere waldbauliche Maßnahmen nötig, die der weiteren Akkumulation von Auflagehumus entgegenwirken und die im Humus momentan fixierten Elementmengen sukzessive pflanzenverfügbar machen.

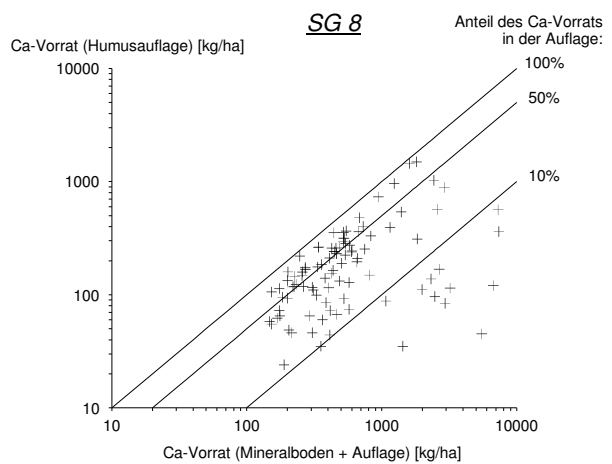
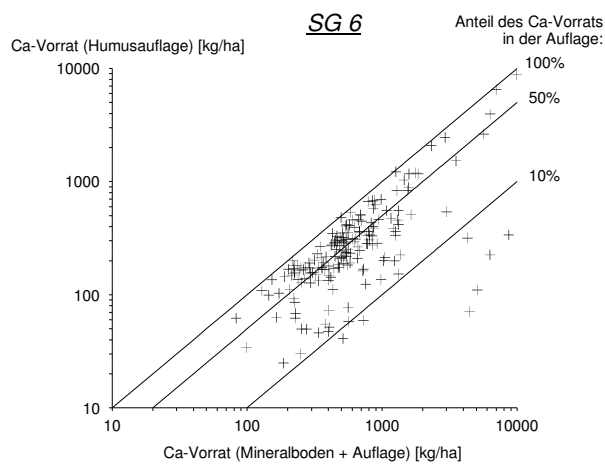
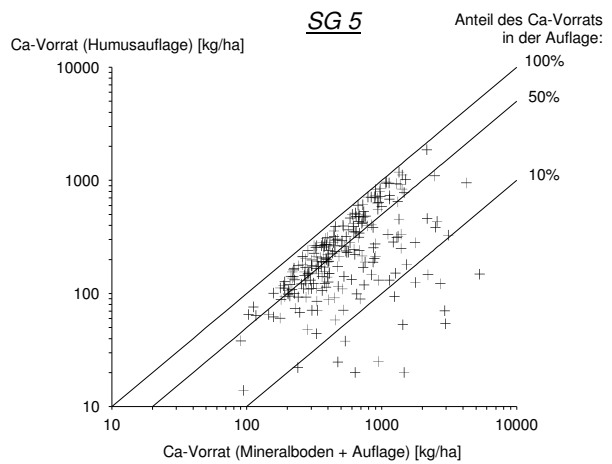
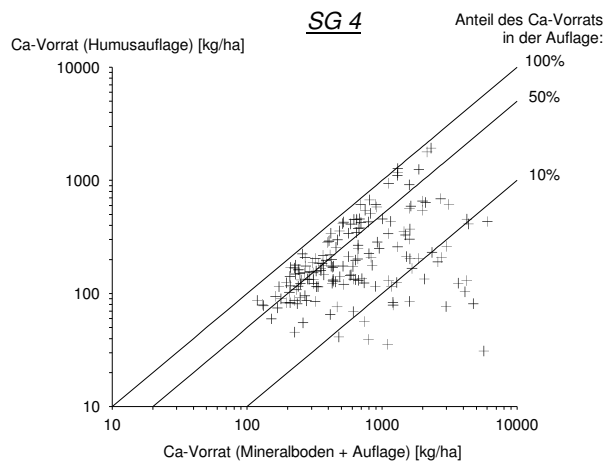
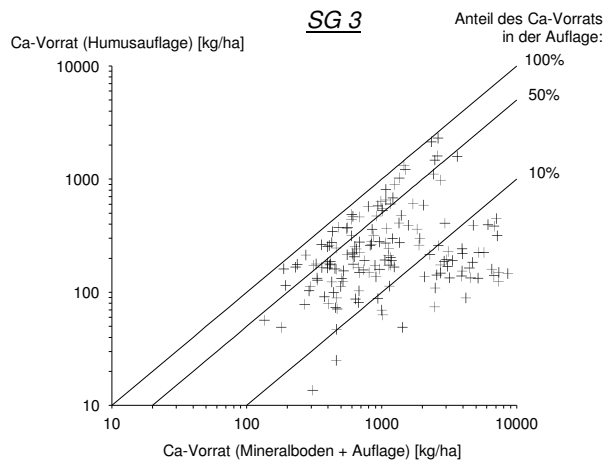
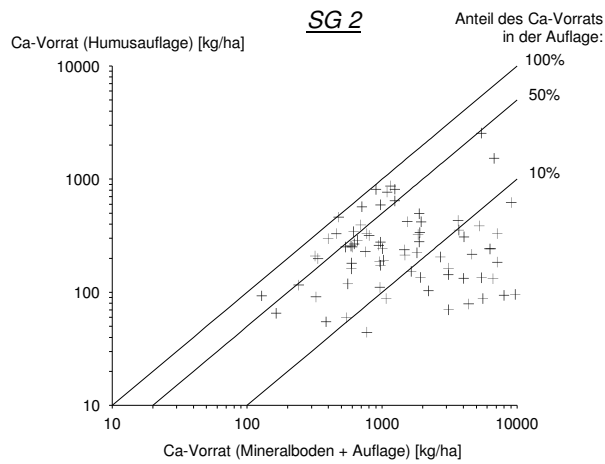


Abb.37: Gegenüberstellung der Calciumvorräte in der Humusaufgabe und im Wurzelraum stratifiziert nach Substratgruppen

Substratgruppen (SG): 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

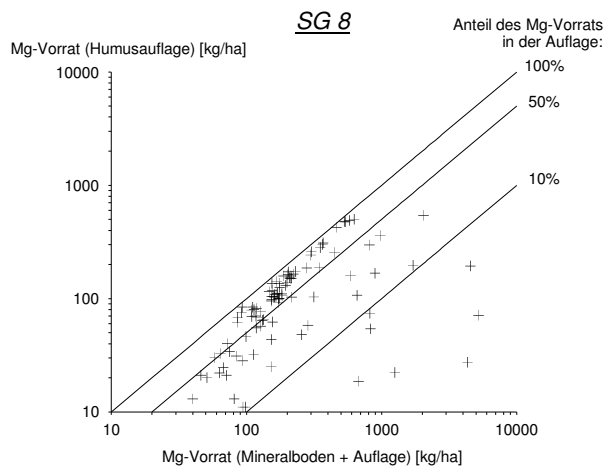
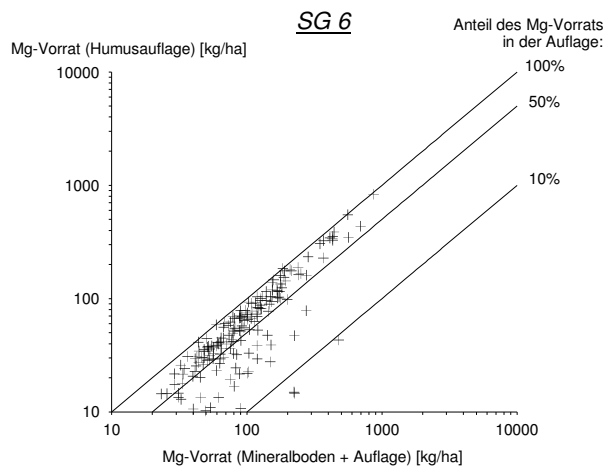
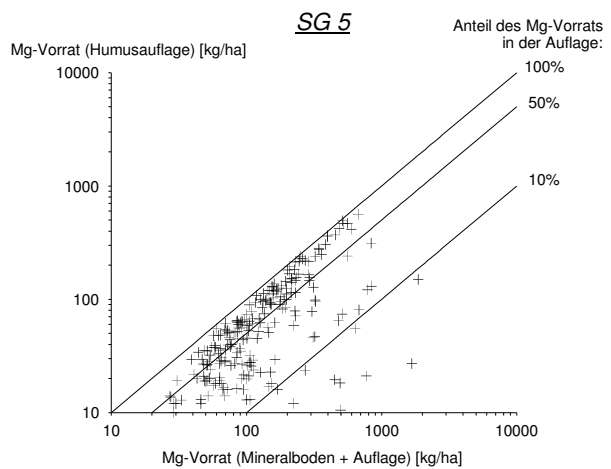
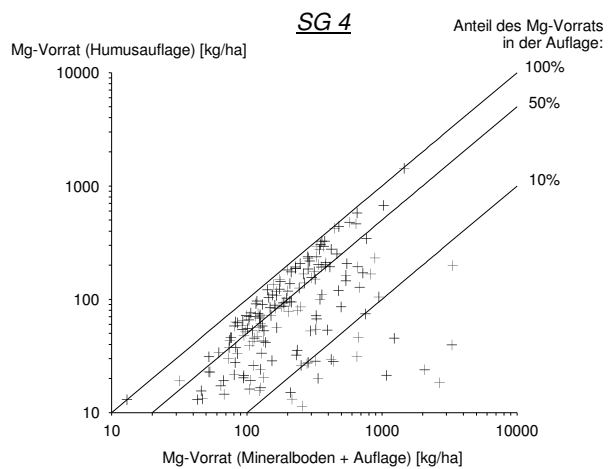
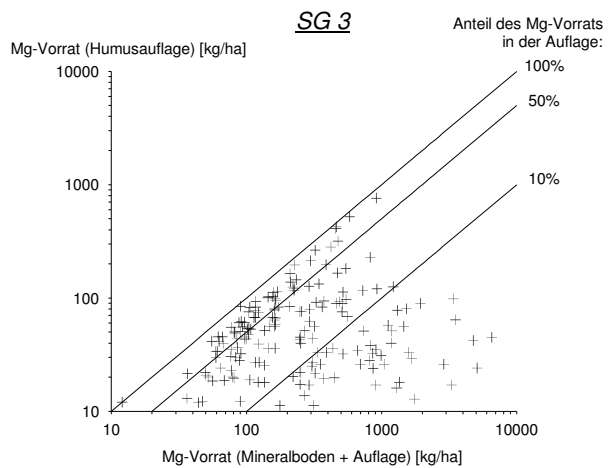
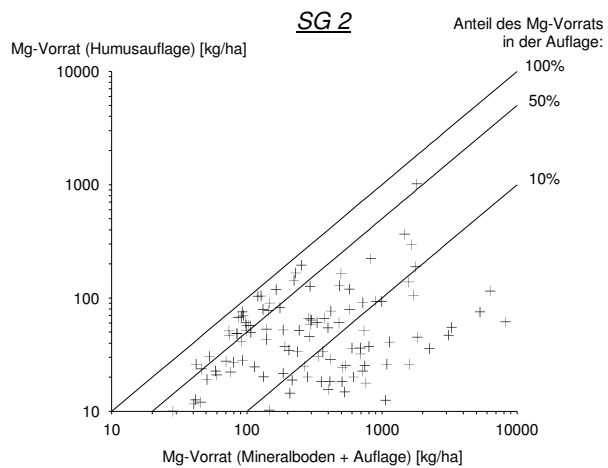


Abb.38: Gegenüberstellung der Magnesiumvorräte in der Humusauflage und im Wurzelraum stratifiziert nach Substratgruppen

Substratgruppen (SG): 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

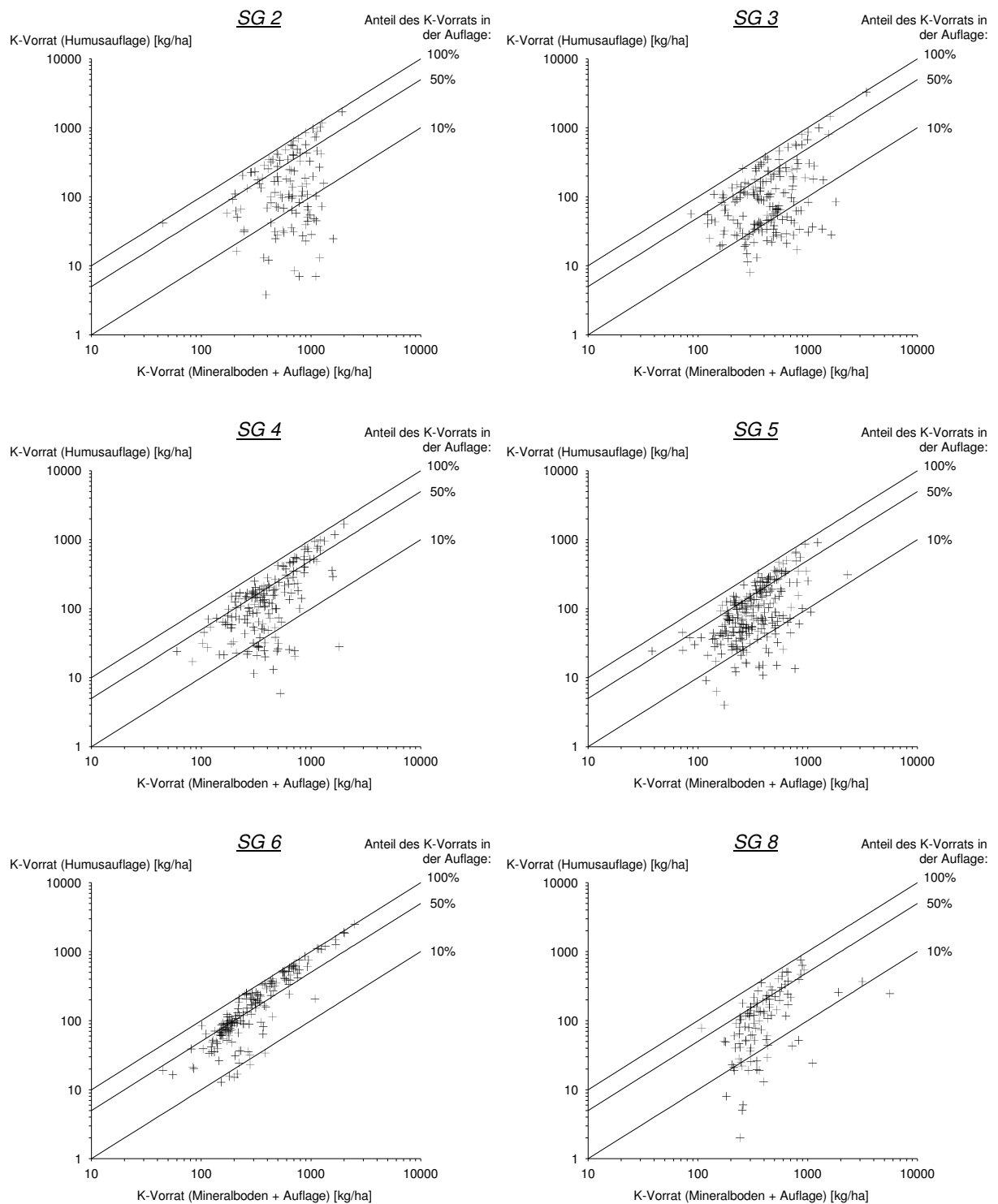


Abb.39: Gegenüberstellung der Kaliumvorräte in der Humusauflage und im Wurzelraum stratifiziert nach Substratgruppen

Substratgruppen (SG): 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand;
8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

5.2.5 Schwermetalle

Im Rahmen der BZE wurden die Gesamtgehalte von Kupfer (Cu), Zink (Zn), Cadmium (Cd) und Blei (Pb) in der Humusaufgabe bestimmt. Die Übermittlung der Analyseergebnisse für die bundesweite Auswertung erfolgte in Form von Vorratsdaten (kg/ha) ohne horizontspezifische Differenzierung. Aus den Elementvorräten und der Gesamtmasse der Humusaufgabe lassen sich die mittleren Elementgehalte in der Auflage berechnen (mg/kg). Die Häufigkeitsverteilungen der Schwermetallgehalte und -vorräte sowie die kartenmäßigen Darstellungen von Perzentilklassen finden sich in Bd.2, VI/1-2. Entsprechende Daten des Mineralbodens stehen für die bundesweite BZE-Auswertung nicht zur Verfügung.

Die Schwermetallgehalte und -vorräte von Waldböden schwanken in einem weiten Bereich. Sie sind zum Teil geogen bedingt und variieren in Abhängigkeit von der mineralischen Zusammensetzung der Ausgangsgesteine. Zur Erhöhung dieser geogenen Schwermetallgehalte tragen atmosphärische Schwermetalleinträge bei, die im wesentlichen aus anthropogenen Emissionsquellen stammen.

Für Wälder ist der atmogene Schwermetalleintrag von besonderer Bedeutung, da die Waldbestände aufgrund ihrer hohen Oberflächenrauigkeit als Filter für die mit dem Luftkörper transportierten schwermetallhaltigen Stäube und Aerosole wirken. Da viele Schwermetalle im Boden dazu neigen, metallorganische Komplexe zu bilden, manifestiert sich die atmogene Schwermetallbelastung vor allem in erhöhten Gehalten in den Humusaufgaben und humusreichen Oberbodenhorizonten.

Geogene / anthropogene Schwermetallanteile

Der **geogene Grundgehalt** umfaßt den Stoffbestand eines Bodens, der sich aus dem Ausgangsgestein (lithogener Anteil) und der durch pedogene Prozesse beeinflussten Umverteilung von Stoffen im Bodenprofil ergibt. In der Literatur finden sich zahlreiche Werte geogener Schwermetallgehalte in Mineralbodenhorizonten unterschiedlicher Substrate (z.B. HINDEL & FLEIGE 1991). Differenzierte Angaben geogener Grundgehalte von Humusaufgaben liegen indes nicht vor. Für eine grobe Einstufung der atmogenen Schwermetallbelastung der BZE-Punkte dienen im folgenden die von PRÜESS (1994) angegebenen **Hintergrundgehalte** für organische Auflagen (> 30 % organische Substanz). Die Grundlage dieser Hintergrundwerte bilden die Stoffgehalte natürlicher Böden (geogener Grundgehalt) einschließlich der anthropogenen **ubiquitären** Kontamination als Folge diffuser atmosphärischer Deposition in den Boden. Die Hintergrundgehalte („Vorsorgewerte“ nach PRÜESS) der hier betrachteten Schwermetalle sind in Tab.11 zusammengestellt (vgl. auch Abb.40).

Tab.11: „Vorsorgewerte“ (natürliche Gehalte einschließlich ubiquitärer anthropogener Kontamination) von Schwermetallen in Humusaufgaben nach PRÜESS (1994)

[mg/kg]	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
„Vorsorgewert“ für organische Auflagen nach PRÜESS (1991)	20	85	0.7	130

Ökologische Bedeutung

Bei den Elementen Kupfer und Zink handelt es sich um Spurennährstoffe, die in geringen Mengen essentiell sind für das Wachstum und die Fortpflanzung von Pflanzen und Tieren. In erhöhten Konzentrationen wirken diese Elemente toxisch. Für die Schwermetalle Cadmium und Blei ist noch keine ernährungsphysiologische Bedeutung nachgewiesen worden. Von diesen Elementen können jedoch bereits in geringen Konzentrationen Schädwirkungen ausgehen.

Die in den Waldböden akkumulierten Schwermetalle stellen vor allem ein Gefährdungspotential für die Bodenorganismen und Wurzeln der Pflanzen dar. TYLER (1976), WILKE (1988) und WELP & BRÜMMER (1989) belegen toxische Wirkungen auf die Zersetzerorganismen, wodurch sich Verzögerungen der Streuabbauprozesse und Freisetzung von Nährstoffen ergeben können. Als mögliche Folgen könnten Nährstoffmangelsituationen eintreten. Bei hohen Schwermetallgehalten in der Bodenlösung ist die Gefahr von Feinwurzelschäden nicht auszuschließen (GODBOLD & HÜTTERMANN 1986, EBBEN & AVENHAUS 1989, KAHLE et al. 1989). Mit zunehmender Belastung der Oberböden wächst außerdem die Gefahr der Schwermetallverlagerung und damit - in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Standortverhältnissen - die Gefahr der Grundwasserkontamination.

Die ökologische Bedeutung geht in jedem Fall von der aktuellen Schwermetallkonzentration in der Bodenlösungsphase aus. Diese ist abhängig vom Schwermetallgesamtgehalt, dem elementspezifischen Löslichkeitsverhalten, dem Gehalt an organischen und anorganischen Komplexbildnern, den Redoxbedingungen und dem pH-Wert des Bodens. Die alleinige Betrachtung der Schwermetallgesamtgehalte ermöglicht demzufolge nur eingeschränkte ökologische Aussagen.

TYLER (1992) definiert Orientierungswerte für kritische Schwermetallkonzentrationen im Humus, ab denen nachweislich mit schädigenden Effekten auf die Bodenlebewesen zu rechnen ist. Für die Elemente Kupfer, Zink, Cadmium und Blei sind diese Werte in Tab.12 zusammengestellt. Die in der letzten Zeile aufgeführten Werte stellen die niedrigsten Konzentrationen dar, bei denen eine schädigende Wirkung auf mindestens eine der untersuchten Ökosystemkomponenten nachweisbar ist. Für die Bewertung der BZE-Analyseergebnisse hinsichtlich möglicher toxischer Wirkungen werden diese Gehalte zugrundegelegt.

Eine zusammenfassende graphische Übersicht der für die Beurteilung der Schwermetallbelastung verwendeten Kennwerte zeigt Abb.40.

Tab.12: Orientierungswerte für Schwermetallkonzentrationen im Humus mit schädigenden Wirkungen auf Ökosystemkomponenten (nach TYLER 1992)

[mg/kg]	<i>Cu</i>	<i>Zn</i>	<i>Cd</i>	<i>Pb</i>
biochemische Aktivität	20	600	3.5 - 7.0	> 500
Bodenatmung	20	600	3.5 - 7.0	> 500
Stickstoffumsetzung	20	-	-	-
Mikroflora	20 - 35	300?	7	> 500
Bodentiere (Invertebraten)	< 100	< 500	> 10	150
kritische Schwermetallkonzentrationen	20	300	3.5	150

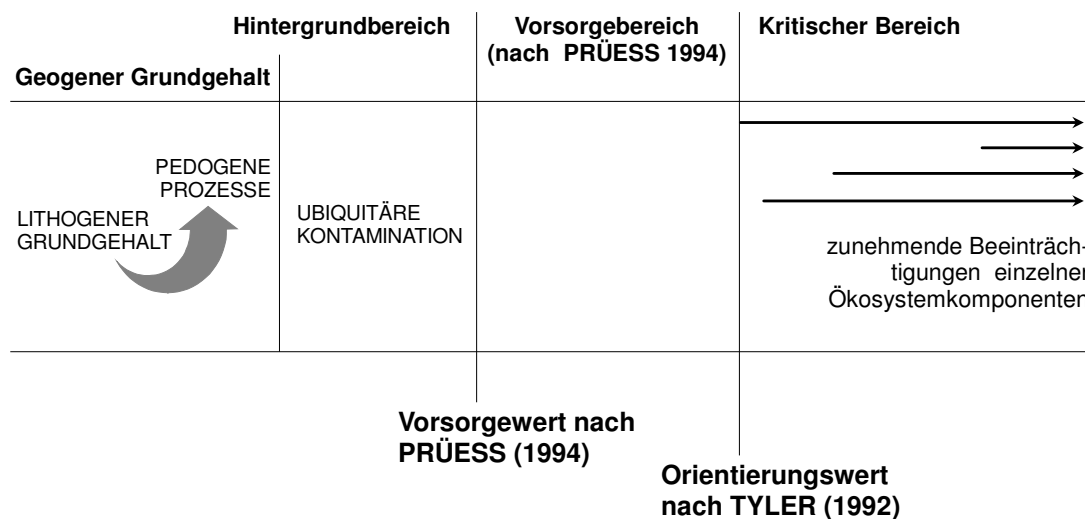


Abb.40: Schematische Einordnung der für die Bewertung von Schwermetallgehalten benutzten Kennwerte („Vorsorgewert“ nach PRÜESS, Orientierungswert nach TYLER)

Häufigkeitsverteilungen der Schwermetallgehalte

Die Gehalte der Schwermetalle in der Humusaufgabe unterliegen alle einer annähernd logarithmischen Verteilungsfunktion. Die Häufigkeitsverteilungen in Bd.2, VI/1 sind dementsprechend im logarithmischen Maßstab dargestellt. Allen Kurven ist gemein, daß sie bis zum 90-Perzentil in einem - im Verhältnis zur Gesamtspanne - relativ engen Bereich variieren. Die 90-Perzentile liegen etwa 2 bis 3 mal höher als die jeweiligen Mediane. Zwischen 90-Perzentil und Maximalwert besteht stets eine erhebliche Spanne. Die Maximalwerte sind je nach betrachtetem Element 15 bis 20 mal größer als die jeweiligen 90-Perzentile. In diesem Häufigkeitsbereich befinden sich die sehr stark kontaminierten Böden, die sich deutlich von der Mehrheit der mäßig belasteten Böden abheben. Die höchsten Werte werden im folgenden - soweit es sich um Einzelercheinungen handelt - zusammen mit einigen Standortsangaben tabellarisch aufgelistet. Die Häufigkeitsverteilungen stellen sich im einzelnen wie folgt dar:

Die **Kupfergehalte** in den Humusaufgaben liegen im Durchschnitt (Median) bei 16.8 mg/kg. Der Vorsorgewert nach PRÜESS bzw. der Grenzwert für toxische Effekte nach TYLER (beide Werte betragen 20 mg/kg) werden auf 38.4 % der BZE-Punkte überschritten. Auf diesen Standorten ist nach TYLER eine Beeinträchtigung der Mikroflora sowie der biochemischen Aktivität, Stickstoffumsetzung und Bodenatmung infolge toxischer Kupferkonzentrationen wahrscheinlich (vgl. Tab.12).

Oberhalb des 90-Perzentils (36.9 mg/kg) nehmen die Gehalte zunächst kontinuierlich bis ca. 270 mg/kg zu. Dann ist ein deutlicher Sprung zu verzeichnen. Die danach folgenden Werte liegen zwischen 415 mg/kg und 633 mg/kg. Die zugehörigen BZE-Punkte befinden sich in Sachsen-Anhalt und Berlin (Tab.13).

Tab.13: Kupfergehalte von äußerst stark belasteten BZE-Punkten

<i>Cu</i> <i>[mg/kg]</i>	<i>BFH-</i> <i>Nummer</i>	<i>räumliche Lage</i>	<i>Bodentyp</i>	<i>mögliche Ursachen</i> <i>der Kontamination</i>
415	12085	20 km NW Berlin	Fahlerde	lokale Emittenten (metallverarb. Industrie)
418	15022	Ostharz	Fahlerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
428	15023	Ostharz	Fahlerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
461	15048	Raum Magdeburg	Podsol	lokale Emittenten
465	15070	Raum Bitterfeld	Braunerde	lokale Emittenten (chem. Industrie)
466	12004	Berliner Stadtwald	Kultsol (anthrop. Aufschüttung)	lokale Emittenten; belastetes Substrat
633	15050	Raum Halle / Saale	Parabraunerde	lokale Emittenten (chem. Industrie)

Die **Zinkgehalte** variieren zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze und 2875 mg/kg. Der Median beträgt 74.4 mg/kg; 10 % der Werte liegen über 152 mg/kg. Der Vorsorgewert nach PRÜESS (85 mg/kg) wird auf 41.7 % der BZE-Punkte überschritten. Toxische Effekte sind nach dem Grenzwert von TYLER (300 mg/kg) auf 2 % der Punkte zu erwarten. Auf diesen Standorten ist mit einer Beeinträchtigung der Mikroflora zu rechnen (vgl. Tab.12).

Die Werte zwischen 90-Perzentil und Maximalwert nehmen bis ca. 540 mg/kg kontinuierlich zu. Bei den in Tab.14 dargestellten Punkten mit höheren Gehalten als 540 mg/kg handelt es sich um Einzelercheinungen. Auf diesen Standorten ist nach TYLER von einer Beeinträchtigung des gesamten Bodenlebens auszugehen (vgl. Tab.12).

Tab.14: Zinkgehalte von äußerst stark belasteten BZE-Punkten

<i>Zn</i> <i>[mg/kg]</i>	<i>BFH-</i> <i>Nummer</i>	<i>räumliche Lage</i>	<i>Bodentyp</i>	<i>mögliche Ursachen der</i> <i>Kontamination</i>
687	15070	Raum Bitterfeld	Braunerde	lokale Emittenten (chem. Industrie)
704	03033	Harz	Braunerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
723	06136	Westerwald	Braunerde	Substrat (Basalt)
1436	12004	Berliner Stadtwald	Kultsol (anthrop. Aufschüttung)	lokale Emittenten; belastetes Substrat
2874	15043	Harz	Podsol-Braunerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)

Die **Cadmiumgehalte** variieren zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze und 17.2 mg/kg. Der Median beträgt 0.50 mg/kg. Der Vorsorgewert nach PRÜESS (0.7 mg/kg) wird auf 31.0 % der BZE-Punkte überschritten. Die biochemische Aktivität und Bodenatmung ist nach TYLER (Grenzwert 3.5 mg/kg) auf 0.7 % der BZE-Punkte beeinträchtigt.

Oberhalb des 90-Perzentsils (1.17 mg/kg) nehmen die Werte kontinuierlich bis 4.9 mg/kg zu. Danach folgen noch drei außergewöhnlich stark belastete Punkte (Tab.15).

Tab.15: Cadmiumgehalte von äußerst stark belasteten BZE-Punkten

<i>Cd [mg/kg]</i>	<i>BFH- Nummer</i>	<i>räumlich e Lage</i>	<i>Bodentyp</i>	<i>mögliche Ursachen der Kontamination</i>
6.6	03029	Harz	Parabraunerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
10.1	03033	Harz	Braunerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
17.2	15043	Harz	Podsolbraunerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)

Die **Bleigehalte** variieren zwischen Werten unterhalb der Nachweisgrenze und 4211 mg/kg. Der Median beträgt 94 mg/kg. Es liegen 32.5 % der BZE-Punkte über dem Vorsorgewert nach PRÜESS (130 mg/kg) und 24.7 % der Punkte über dem Grenzwert nach TYLER (150 mg/kg). Auf diesen Standorten sind nach TYLER toxische Effekte auf Bodeninvertebraten zu erwarten (vgl. Tab.12).

Bei Blei ist zu bedenken, daß sich die Gehalte innerhalb der Auflage zwischen den einzelnen Lagen stark unterscheiden können, was bei den hier betrachteten mittleren Gehalten der Gesamtauflage nicht berücksichtigt wird. Nach den Ergebnissen des deutschen Beitrags zur europäischen Waldbodenzustandserhebung (RIEK & WOLFF 1996) ergab sich für eine Teilstichprobe der BZE-Punkte (16x16 km-Raster) ein Medianwert der Bleigehalte im Oh-Horizont von 135 mg/kg gegenüber 82 mg/kg in der L/Of-Lage. Die Ursache für diese Gehaltsunterschiede besteht in der Komplexbindung und Akkumulation des beim Streuabbau freiwerdenden Bleis im Oh-Horizont. Die für die vorliegende Auswertung berechneten Durchschnittswerte der Gesamtauflage unterschätzen mithin die in der Oh-Lage auftretenden Bleikonzentrationen. Vergleichbare horizontbezogene Unterschiede bei den Gehalten von Kupfer, Zink und Cadmium wurden in der genannten Untersuchung nicht gefunden.

Über dem 90-Perzentil der Bleigehalte (261 mg/kg) nehmen die Werte zunächst kontinuierlich bis ca. 1500 mg/kg zu. Dann erfolgt ein Sprung bis ca. 2000 mg/kg. Die sechs weiteren BZE-Punkte mit extrem hohen Bleigehalten in der Auflage sind in Tab.16 zusammengestellt.

Tab.16: Bleigehalte von äußerst stark belasteten BZE-Punkten

<i>Pb</i> <i>[mg/kg]</i>	<i>BFH-</i> <i>Nummer</i>	<i>räumliche Lage</i>	<i>Bodentyp</i>	<i>mögliche Ursachen der</i> <i>Kontamination</i>
2001	03029	Harz	Parabraun- erde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
2608	13080	Meckl.Vorp.		?
2712	03033	Harz	Braunerde	Lagerstätten, lokale Emittenten (Erzabbau, metallverarb. Industrie)
3704	12004	Berliner Stadtwald	Kultosol	lokale Emittenten, belastetes Substrat, Kfz.-Verkehr
4000	12003	Berliner Stadtwald		lokale Emittenten, Kfz.-Verkehr
4211	12085	20 km NW Berlin	Fahlerde	lokale Emittenten ? (metallverarb. Industrie), Kfz.-Verkehr ? (Nähe Autobahnkreuz)

Regionale Verteilung der Schwermetallgehalte

Anhand der kartenmäßigen Darstellung der Perzentilklassen lassen sich deutliche Belastungszentren lokalisieren, in denen auch die oben aufgelisteten Punkte mit Extremwerten liegen (Bd.2, VI/1). Schwermetallgehalte, die das 90-Perzentil überschreiten, treten gehäuft in den Hauptindustrieregionen und traditionellen Erzabbauregionen (Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Harz, Erzgebirge) sowie in den großstadtnahen Wäldern (Berlin, Hamburg) auf. Neben möglichen geogenen Faktoren (Lagerstätten) zeichnen die Perzentilklassen großräumig somit im wesentlichen die Lage der Hauptemittenten nach. Weitere punktuelle Belastungszentren (z.B. in Brandenburg) lassen sich teilweise mit lokalen metallverarbeitenden Industrieansiedlungen in Verbindung bringen.

Abweichend davon tritt im Süden von Mecklenburg-Vorpommern ein Belastungszentrum mit deutlich erhöhten Blei- und Kupfergehalten in Erscheinung, das nicht unmittelbar durch lokale Emittenten erklärbar ist. Erhöhte Zink- und Cadmiumwerte finden sich punktuell in ganz Mecklenburg-Vorpommern, ohne daß lokale Emittenten als Verursacher genannt werden können.

Bemerkenswert sind in diesem Zusammenhang die erhöhten Zink- und Cadmiumgehalte im Bereich der Bayerischen Kalkalpen sowie der Frankenalb. Nahemittenten (metallverarbeitende Industrie) könnten eine gewisse Rolle spielen; insgesamt dürften aber vor allem die auf diesen Kalkstandorten erhöhten pH-Werte des Oberbodens dazu beitragen, daß Zink und Cadmium im Humus nicht mobilisiert und verstärkt akkumuliert werden. Im Alpenbereich kann von geringen anthropogenen Zink- bzw. Cadmumeinträgen ausgegangen werden. Auch die Gehalte des dort anstehenden carbonatischen Ausgangsgesteins sind im Vergleich zu anderen Festgesteinen nicht übermäßig mit Cadmium und Zink ausgestattet (vgl. Abschnitt unten). Daher muß angenommen werden, daß die hier auftretenden hohen Cadmium- und Zinkgehalte in den Humusaufgaben auf pH-bedingt verstärkte Akkumulation der **ubiquitären** Einträge zurückzuführen ist.

Die Elemente Cadmium und Zink sind in sauren Waldböden besonders mobil. Bereits bei pH-Werten < 6 steigt ihre Löslichkeit stark an und es kommt zur Verlagerung in den Unterboden. Die Cadmiumbilanz selbst mäßig saurer Waldstandorte ist nach BREDEMEIER (1987) stets

negativ, d.h. der Oberboden wirkt aktuell als Quelle für Cadmium. Aus den stark erhöhten Cadmiumgehalten im Bereich der Kalkalpen (bei pH-Werten im Oberboden > 6.5) muß gefolgert

werden, daß bereits die atmogene Hintergrundbelastung durch Anreicherung zu Gehalten führen kann, die größenordnungsmäßig auf mäßig bis stark sauren Standorten nur bei sehr hohen atmosphärischen Einträgen (im Bereich industrieller Ballungsräume) zu verzeichnen sind. **Es ist mithin anzunehmen, daß die gemessenen Cadmiumkonzentrationen in den Humusaufträgen der sauren Standorte bei weitem nicht die tatsächliche Belastungssituation widerspiegeln, da hier von einem bedeutenden Austrag in den Mineralboden (und möglicherweise ins Grundwasser) auszugehen ist.**

Die Bleigehalte unterliegen großräumig betrachtet einem vergleichbaren räumlichen Muster wie die anderen Schwermetalle mit ausgeprägten Belastungsschwerpunkten in Nordrhein-Westfalen, Harz, Thüringen (v.a. Erzgebirge) sowie im Nordostdeutschen Tiefland. Für die flächenhaft mittel bis stark erhöhten Bleigehalte in Brandenburg und im Süden Mecklenburg-Vorpommerns kommen neben einzelnen lokalen Emittenten Fernemissionen als Erklärungsursache in Betracht.

Erhöhte Bleigehalte (75-90 %-Klasse) treten außerdem im Bereich Frankenwald - Thüringerwald auf, wo die anderen untersuchten Schwermetalle nur geringe bis mäßige Werte zeigen. Die erhöhten Bleigehalten in den exponierten Mittelgebirgslagen dürften ebenfalls auf Bleideposition aus Ferntransport zurückzuführen sein.

Abhängigkeit der Schwermetallgehalte vom Substrat

Die Schwermetallgehalte der in Deutschland verbreiteten Ausgangsgesteine variieren in einer je nach Element mehr oder weniger großen Spanne. Um zu prüfen, ob die untersuchten Schwermetallgehalte der Humusaufträge eine Abhängigkeit von den lithogenen Grundgehalten aufweisen, wurden zunächst Substratgruppen gebildet, für die Angaben zum geogenen Elementanteil verfügbar sind. Als Grundlage der geogenen Gehaltsangaben dienten im wesentlichen die Untersuchungen von HINDEL & FLEIGE (1991) sowie von BLUME (1985, 1990). Substratspezifische Unterschiede der geogenen Elementgehalte sind besonders bei den Elementen Kupfer und Zink ausgeprägt. So liegen die Zink- bzw. Kupfergehalte der Böden auf Basalt (mCn-, mCv-Horizont) um den Faktor 10 bzw. 15 höher als die der Böden auf Sand (Cv-Horizont). Die Stratifizierung der Zink- und Kupfergehalte nach Ausgangsgesteinstypen mit unterschiedlicher Schwermetallausstattung zeigen in aufsteigender Reihung der lithogenen Gehalte Abb.41 bzw. Abb.42.

Aus den Abbildungen geht hervor, daß die mittleren Schwermetallgehalte praktisch unabhängig sind von der entsprechenden Elementausstattung des Ausgangsgesteins. Allenfalls die Punkte auf denen die Humusaufträge nur sehr geringe Kupfergehalte aufweisen (10-Perzentil) und für die eine atmogene Belastung ausgeschlossen werden kann (siehe Lage des Vorsorgewertes nach PRÜESS) lassen einen graduellen Anstieg der Cu-Gehalte von Sand über Kalk-, Sand- und Tonstein bis Basalt erkennen. In den 90-Perzentil-Werten paust sich deutlich der (eintragsbedingt) höhere Schwermetallgehalt auf den Sandstandorten in Nordostdeutschland durch. So sind gerade auf diesen Standorten, für die geogen die geringste Belastung zu erwarten wäre, die bei weitem höchsten 90-Perzentil-Werte zu verzeichnen.

Abb.41: Stratifizierung der Zn-Gehalte in Humusauflagen nach Ausgangsgesteinen mit unterschiedlicher Zinkausstattung sowie „Vorsorgewert“ nach PRÜESS (1994)

Abb.42: Stratifizierung der Cu-Gehalte in Humusauflagen nach Ausgangsgesteinen mit unterschiedlicher Zinkausstattung sowie „Vorsorgewert“ nach PRÜESS (1994)

Schwermetallvorräte in der Humusaufgabe

Da die Schwermetallbindung in der Humusaufgabe wesentlich von der organischen Substanz abhängt, lassen sich graduelle Unterschiede zwischen den nach Humusformen stratifizierten Elementvorräten in der Auflage aufzeigen (Abb.43). Bei allen vier untersuchten Schwermetallen steigen die Vorräte sowohl bezogen auf die jeweils am stärksten belasteten Standorte (90-Perzentil) als auch auf die Durchschnittswerte von Mull zu Rohhumus hin deutlich an. Die Humusform ist hierbei Ausdruck für die in der Auflage akkumulierte Menge organischer Substanz.

Bei den bei mäßig saurer Bodenreaktion durch Komplexbindung mit der organischen Substanz verhältnismäßig immobilisierten Elementen Blei und Kupfer liegen die Medianwerte von Rohhumus und rohhumusartigem Moder bereits über den 90-Perzentilen der Mull-Standorte. Hierin zeigt sich die große Bedeutung der Schwermetallakkumulation in der Auflage von sauren, biologisch inaktiven Waldstandorten, wenn diese atmosphärisch belastet sind. Bei den leichter mobilisierbaren Elementen Zink und Cadmium wirkt der pH-Gradient von Mull (wenig sauer) bis Rohhumus (stark sauer) der Akkumulation entgegen, so daß der Gradient bei diesen Schwermetallen nicht ganz so stark ausgeprägt ist. Vor dem Hintergrund zunehmender Waldbodenversauerung stellen die langfristig in der Auflage akkumulierten Schwermetallvorräte eine Gefährdung des Grundwassers und der Bodenlebewesen dar.

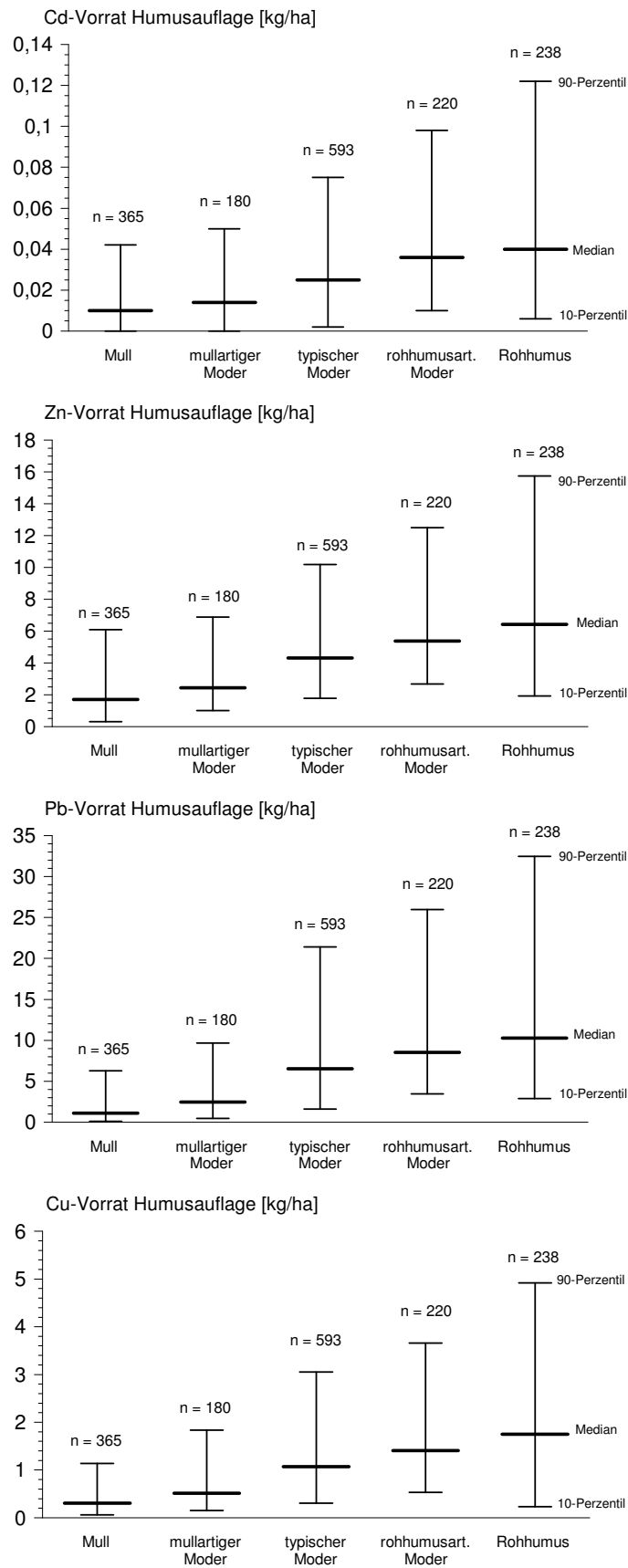


Abb.43: Schwermetallvorräte stratifiziert nach Humusformen

5.3 Ergebnisse der Nadel-/ Blattanalysen

Einführung

Neben der Entnahme von Bodenproben wurden im Rahmen der BZE auch Nadel- bzw. Blattproben gewonnen. Obwohl nicht für alle BZE-Punkte Nadel-/ Blattanalysedaten vorliegen, wird im folgenden eine eingeschränkte bundesweite Auswertung des vorhandenen Datenmaterials durchgeführt. Besonders bei der Interpretation der Ergebnisse für die Baumarten Kiefer und Buche muß deren vergleichsweise geringer Stichprobenumfang und räumlich konzentrierte Probennahme berücksichtigt werden. Es wird daher nach Baumarten (und Nadeljahrgängen) getrennt auf die einzelnen Elementgehalte eingegangen.

Die Nadel-/ Blattanalysedaten dienen zum einen der Einschätzung des aktuellen Ernährungszustandes der Waldbäume und geben Hinweise auf potentielle Ernährungsstörungen, die insbesondere im Zusammenhang mit dem Auftreten „neuartiger Waldschäden“ von Bedeutung sein können (vgl. HÜTTL 1991). Zum anderen eignen sich diese Daten als Indikator zur Abschätzung der standörtlichen Belastungssituation durch Immissionen und atmogene Schadstoffeinträge. **Die Bewertung der Analysedaten erfolgt auf der Grundlage der in Anhang II aufgeführten Bewertungsschlüssel der Bund/Länder-Arbeitsgruppe „BZE“ - die Bewertung ist in diesen Fällen *kursiv* gedruckt. Ergänzend werden weitere Quellen verwendet.**

Die kartenmäßigen und häufigkeitsstatistischen Darstellungen der Nadel-/ Blattspiegelwerte finden sich in Band 2, VII-IX. Die nachfolgenden Kapitel differenzieren für die Baumarten Fichte, Kiefer und Buche zwischen den Gehalten an Hauptnährelementen (N, P, K, Ca, Mg), essentiellen Spurenelementen (Mn, Fe, Cu, Zn) sowie anderen Elementen, für die Analyseergebnisse vorliegen (Si, Na, S, Cl, Al, Cd, Pb). Die Daten weiterer Baumarten wurden aufgrund zu geringer Stichprobenumfänge nicht ausgewertet. Zunächst werden einige allgemeine Erläuterungen über die pflanzenphysiologische Bedeutung aller betrachteten Elemente gegeben.

Hauptnährelemente

Die Hauptnährelemente Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium sind als Bausteine der organischen Substanz sowie zur Steuerung spezifischer pflanzenphysiologischer Prozesse für das Pflanzenwachstum und die Aufrechterhaltung des Stoffwechsels von essentieller Bedeutung.

Stickstoff und *Phosphor* liegen in den Pflanzen organisch gebunden vor (Proteine, Amino- und Nukleinsäuren). Sie sind als wesentliche Bestandteile von Enzymen an den Stoffwechselvorgängen beteiligt und führen in Mangelsituationen zu Stoffwechselstörungen und verringertem Zuwachs. Ein einseitiges Stickstoffüberangebot kann andererseits die Wurzelaufnahme anderer Nährelemente behindern und zu Nährstoffungleichgewichten führen. Stickstoffüberernährung erhöht ferner die Anfälligkeit gegenüber Schädlingen und kann die Frostresistenz der Bäume beeinträchtigen.

Kalium wirkt in den Pflanzen im wesentlichen in Ionenform und hat als Enzymaktivator Bedeutung für zahlreiche Stoffwechselvorgänge. Es reguliert den Quellungszustand des Zellplasmas (Turgordruck) und steuert über die Regulation der stomatären Wasserleitfähigkeit die Transpiration der Pflanzen. Die Kaliumversorgung ist somit für den Wasserhaushalt von entscheidender Bedeutung. Kaliummangel erhöht ferner die Anfälligkeit gegenüber Krankheitserregern und beeinträchtigt die Frostresistenz der Bäume.

Calcium ist ein wichtiger Antagonist zum Kalium. Es wirkt diesem durch Entquellen des Zellplasmas entgegen und kann bei hoher Konzentration in der Rhizosphäre die Kaliumaufnahme der Wurzeln behindern (K/Ca-Antagonismus auf kalkreichen Böden). Für das Pflanzenwachstum ist Calcium für den Aufbau der Zellgerüste und als Enzymaktivator für zahlreiche Stoffwechselprozesse von großer Bedeutung. Weiterhin korrespondiert die Pufferkapazität gegenüber Säureeinträgen im Kronenraum mit den Ca-Vorräten in den Assimilationsorganen und auf der Blattoberfläche. Die Ca-Ernährungssituation gibt außerdem Aufschluß über den Säure-/ Basenstatus im Wurzelbereich und das potentielle Auftreten von Säureschäden.

Magnesium ist Zentralelement des Chlorophylls und hat somit große Bedeutung für die Assimilationsleistung der Bäume. Mg-Mangel führt zu Chlorophyllabbau, der sich in typischen Chloroseerscheinungen äußert (z.B. Gelbspitzigkeit von Koniferennadeln) und zu Wachstumsstörungen führt. Als Enzymaktivator ist Magnesium außerdem an zahlreichen Stoffwechselprozessen beteiligt.

Spurennährelemente

Bei den im Rahmen der BZE untersuchten Spurennährstoffen handelt es sich um Mangan, Eisen, Kupfer und Zink.

Die wesentliche Bedeutung der Elemente *Mangan*, *Kupfer* und *Zink* besteht vor allem in ihrer enzymaktivierenden Wirkung. Sie sind für viele Stoffwechselvorgänge essentiell. Mangelsituationen führen zu Stoffwechselstörungen und wirken sich wachstumshemmend aus.

Eisen ist neben Magnesium ein wichtiger Baustein des Chlorophylls und führt wie dieses bei Mangel zu Chloroseerscheinungen und reduzierter Assimilationsleistung.

Die Mangan- und Eisengehalte in den Assimilationsorganen sind ferner als Indikatoren für den Säure-/ Basenstatus der Böden geeignet, da diese Elemente im Zuge der Bodenversauerung zunehmend mobil werden.

Andere Elemente

Unter dieser Rubrik werden die Nadel-/ Blattgehalte der Elemente Silicium, Natrium, Schwefel, Chlor, Cadmium und Blei beschrieben. Bei diesen Elementen handelt es sich um Nährstoffe, Schadstoffe, nützliche sowie in ihrer Wirkung neutrale Elemente.

Silicium findet sich vorwiegend in den Zellwänden. Es ist wahrscheinlich für alle Pflanzen unentbehrlich, wenngleich ein Einfluß auf den pflanzlichen Stoffwechsel bislang nicht nachgewiesen wurde. Siliciumtoxizität ist nicht bekannt.

Natrium ist für die meisten Pflanzen nicht essentiell, kann aber bei einigen Pflanzenarten das Wachstum fördern. Es zählt daher zu den nützlichen Elementen.

Schwefel ist ein unentbehrliches Nährelement. Es liegt in den Pflanzen organisch gebunden vor (Proteine, Aminosäuren). Zur Deckung des Schwefelbedarfs ist der SO₄-Vorrat der Böden im allgemeinen ausreichend. Neben der Wurzelaufnahme können Pflanzen SO₂ und SO₃ aus der Luft aufnehmen. Die Ausfilterung dieser anthropogenen Schadgase durch Waldbäume führt zur S-Akkumulation in den Assimilationsorganen. Eine hohe SO₂- bzw. SO₃-Konzentration in der Luft kann schädlich wirken. Die S-Gehalte der Nadeln und Blätter können mithin als Indikator für eine potentielle Belastung der Bäume durch S-haltige Gase herangezogen werden.

Chlor ist ein essentielles Element. Es beeinflusst als Chlorid vor allem den Wasserhaushalt und das Kationen-Anionen-Gleichgewicht der Pflanzen. In höheren Konzentrationen löst es toxische Wirkungen aus. Zu einer Anreicherung in Pflanzen kommt es vor allem durch Streusalze, Deposition chlorhaltiger Immissionen sowie durch ferntransportierte Meerwasserspray.

Die Schwermetalle *Cadmium* und *Blei* sind Schadstoffe. Bereits in relativ geringen Konzentrationen zeigt Cadmium phytotoxische Wirkungen. Blei weist eine deutlich geringere Toxizität auf. Die Elemente gelangen vorwiegend bei industriellen Produktionsprozessen und bei der Verbrennung bleihaltiger Treibstoffe des Kfz-Verkehrs in die Luft. Auf Waldstandorten sind die Einträge im Vergleich zum Freiland durch die Interzeption der Bäume deutlich erhöht. Die Cd- und Pb-Gehalte in den Assimilationsorganen geben Hinweise auf die Schwermetallverfügbarkeit im Boden und sind als Indikatoren für mögliche toxische Wirkungen dieser Elemente geeignet.

5.3.1 Fichte

5.3.1.1 Hauptnährelemente Fichtennadeln (N, P, K, Ca, Mg)

Stickstoff

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 13 mg/g TS	13 - 14 mg/g TS	14 - 15 mg/g TS	15 - 17 mg/g TS	> 17 mg/g TS

Stickstoff ist in der Pflanze leicht beweglich und kann bei einer knappen Versorgungssituation in den älteren Nadeln mobilisiert und in die jungen, physiologisch aktiveren Nadeln umverlagert werden. Unter normalen Bedingungen (Stickstoffübersorgung ausgenommen) treten daher im jüngsten Nadeljahrgang die höheren N-Gehalte auf. Dieser aus der Literatur bekannte Befund wird durch die BZE-Daten im Grundsatz bestätigt (Median 1. Nadeljahrgang: 13.9 mg/g; 3. Nadeljahrgang: 12.7 mg/g); allerdings kann auch die umgekehrte Situation vorliegen, wie Abb.44 verdeutlicht. So finden sich auf 14 % der untersuchten Fichtenbestände höhere N-Gehalte im 3. als im 1. Nadeljahrgang. Beachtenswert ist, daß die Anreicherung in jüngeren Nadeln offensichtlich unabhängig ist vom Versorgungsgrad und auch bei relativ geringen N-Werten teilweise höhere Gehalte im 3. Nadeljahrgang auftreten (Abb.44).

Die Häufigkeitsverteilung und Klassifizierung der Stickstoffgehalte findet sich in Bd.2, VII.1. Legt man die Werte des 1. Nadeljahrgangs für die Bewertung der Ernährungssituation zugrunde, so sind die untersuchten Fichten im Durchschnitt (Median) *gering* mit Stickstoff versorgt. Auf 32 % der Fichtenbestände muß von einer *sehr geringen* Versorgung ausgegangen werden. *Hohe* und *sehr hohe* N-Gehalte werden für insgesamt 26 % der Untersuchungspunkte konstatiert. Diese Zahlen verdeutlichen die große Streubreite der vorliegenden Daten.

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Werte läßt sich kein allgemein gültiges räumliches Muster erkennen (Bd.2, VII.1). Hervorhebenswert erscheint dennoch das verstärkte regionale Auftreten hoher und sehr hoher N-Gehalte in den Gebieten Schleswig-Holstein, Harz, Erzgebirge und Fichtelgebirge sowie überwiegend geringer Gehalte in Baden-Württemberg, den Bayerischen Alpen und dem Thüringer Wald.

Die Stratifizierung der Stickstoffgehalte nach Ausgangsgestein, Bodentyp und Humusform führt nur zu einer schwachen Differenzierung. In Tab.17 sind die Mediane der N-Gehalte für die in Kap.5.1 erläuterten Substratgruppen, die (Haupt-)bodentypen (Kap.5.1) sowie die (Haupt-)humusformen (Kap.5.2.2) dargestellt.

Generell weisen die Fichten auf karbonathaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe 1) bzw. dem Bodentyp Rendzina und der Humusform Mull die niedrigsten N-Gehalte auf. Sie liegen im Durchschnitt im Bereich *sehr geringer* Versorgung. Bei diesen Standorten handelt es sich im wesentlichen um alte Fichtenbestände im Alpenraum. Die Ursachen dieser schlechten N-Ernährung bestehen offensichtlich in den klimabedingt ungünstigen Zersetzungsbedingungen auf diesen Standorten (vgl. GULDER & KÖLBEL 1993).

Zwischen allen anderen Gruppen weisen die N-Mediane keine ausgeprägten Unterschiede auf. Bemerkenswert ist allenfalls der *hohe* mittlere N-Gehalt von Substratgruppe 6, den armen pleistozänen Sanden. Hierin spiegelt sich allerdings keine kausale Abhängigkeit vom Substrat sondern eher ein regionales Muster der anthropogen bedingten N-Versorgung wider. Dies wird deutlich, wenn die Stickstoffernährung der untersuchten Kiefernbestände mit in die Betrachtung einbezogen wird (vgl. Kap.5.3.2.1).

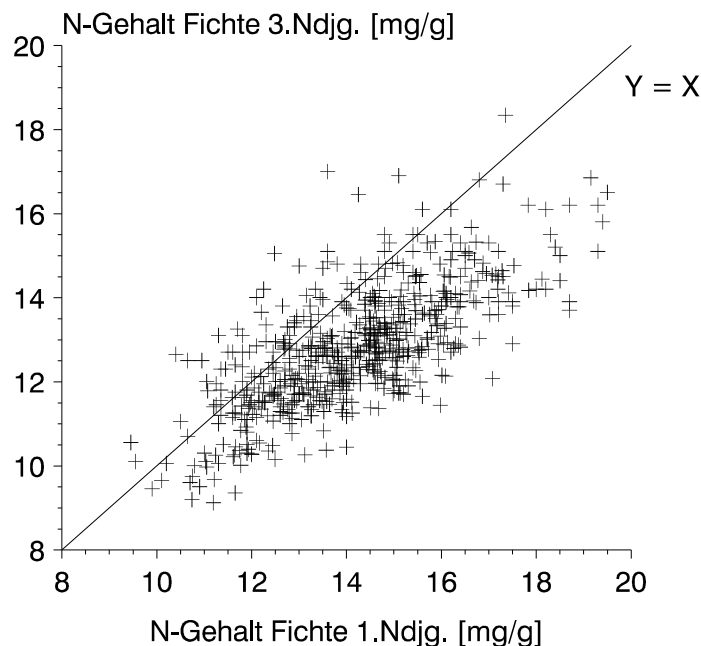


Abb.44: Gegenüberstellung der N-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs von Fichten (n = 607)

Tab.17: Stratifizierung der N-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
N	1	2	3	4	5	6	8
Median	(n=64)	(n=75)	(n=100)	(n=91)	(n=118)	(n=15)	(n=129)
mg/g							
1. Ndjg.	12.5	14.1	14.0	14.7	14.5	16.4	13.9
mg/g							
3. Ndjg.	12.1	12.7	12.8	12.9	12.8	13.9	12.7

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
N	Rendzina	Terra fusca	Parabraun-erde	Pseudo-gley	Braunerde	Podsol
Median	(n=34)	(n=40)	(n=55)	(n=78)	(n=330)	(n=40)
mg/g						
1. Ndjg.	12.7	13.8	14.0	14.3	14.6	14.0
mg/g						
3. Ndjg.	11.8	12.4	12.8	12.6	12.9	12.9

	Humusform				
N Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	13.2	13.3	14.6	14.6	13.9
mg/g 3. Ndjg.	12.1	12.6	12.9	13.0	12.8

Phosphor

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 1.2 mg/g TS	1.2 - 1.4 mg/g TS	1.4 - 1.8 mg/g TS	1.8 - 2.0 mg/g TS	> 2.0 mg/g TS

Phosphor kann wie Stickstoff in kritischen Versorgungssituationen von älteren Nadeln in die jüngeren transloziert werden. Die vergleichende Übersicht der P-Gehalte im 1. und 3. Nadeljahrgang läßt diese Verlagerungsintensität wesentlich deutlicher erkennen als beim Stickstoff (Abb.45). Die Werte sind im jüngeren Nadeljahrgang fast ausschließlich erhöht, im Durchschnitt um 35 %. Beachtenswert ist, daß die Verlagerung mit abnehmender Versorgung nicht ansteigt sondern über den gesamten Wertebereich nahezu konstant ist und im Mittel ca. 0.3 mg/g beträgt. Der Median beträgt im 1. Nadeljahrgang 1.35 mg/g, im 3. Nadeljahrgang 1.00 mg/g.

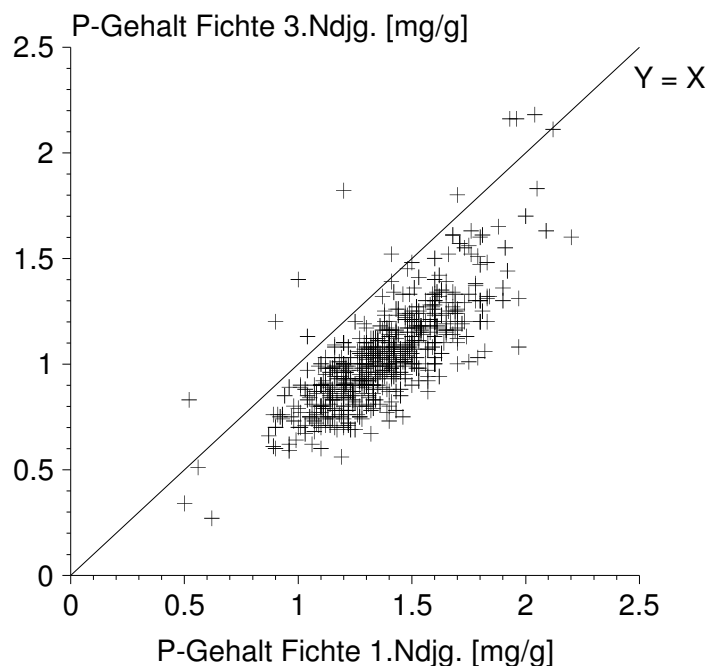


Abb.45: Gegenüberstellung der P-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs von Fichten (n = 607)

Die P-Gehalte variieren in einem deutlich schmalen Spektrum als die N-Gehalte. Die Mehrheit der Werte (56 %) liegen im 1. Nadeljahrgang im Bereich *sehr gering* bis *gering*. Im 3. Nadeljahrgang sind es sogar 95 %, wobei sich 81 % aller Probepunkte im Bereich *sehr gering* befinden. Damit würde sich unter der Voraussetzung, daß der Grenzwert von 1.2 mg/g im 3. Nadeljahrgang überregionale Gültigkeit besitzt, eine fast flächendeckende Phosphor-

unterversorgung der Fichten abzeichnen. Eine Überprüfung des Schätzrahmens für Phosphor erscheint daher angeraten.

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der P-Gehalte fällt lediglich eine gewisse Häufung *mittlerer* (und damit für das untersuchte Spektrum maximaler) Werte im Gebiet Fichtelgebirge - Frankenwald - Oberpfälzer Wald auf sowie fast ausschließlich *sehr geringer* Gehalte in den Bayerischen Alpen (vgl. Bd.2, VII/1).

Die Differenzierung nach Substratgruppen, Bodentypen und Humusformen zeigt ein ausnehmend homogenes Bild. Alle Gruppenmittelwerte befinden sich bei Zugrundelegung des 1. Nadeljahrgangs im Bereich *geringer* P-Ernährung mit Ausnahme der sauren Magmatite und Metamorphite (Substratgruppe 8), die auf der Basis des 1. Nadeljahrgangs eine *mittlere* P-Versorgung aufweisen.

Tab.18: Stratifizierung der P-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
P Median	1 (n=64)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	1.2	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	1.5
mg/g 3. Ndjg.	0.8	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	1.1

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
P Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	1.2	1.4	1.3	1.3	1.4	1.3
mg/g 3. Ndjg.	0.9	1.0	1.0	1.0	1.1	0.9

	Humusform				
P Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	1.3	1.3	1.3	1.4	1.4
mg/g 3. Ndjg.	0.9	0.9	1.0	1.1	1.1

Kalium

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 3.5 mg/g TS	3.5 - 4.0 mg/g TS	4.0 - 5.0 mg/g TS	5.0 - 7.0 mg/g TS	> 7.0 mg/g TS

Kalium gilt in Pflanzen als vergleichsweise mobiles Kation. Die Gehalte sind im 1. Nadeljahrgang demzufolge gegenüber dem 3. Nadeljahrgang meist erhöht, im Durchschnitt allerdings nur um 14 %. Nicht selten finden sich auch in den älteren Nadeln höhere Werte als im jüngsten Nadeljahrgang. Dies betrifft 25 % der Fichtenbestände (Abb.46). Eine erhöhte Ver-

lagerung bei schlechter Versorgung, d.h. im Bereich der minimalen Werte, ist nicht festzustellen.

Die Kaliumgehalte streuen über die gesamte Spanne von *sehr gering* bis *sehr hoch*, wobei ein Häufigkeitsmaximum im Bereich *mittel* bis *hoch* deutlich ausgeprägt ist. Werte im Mangelbereich (< 3.5 mg/g bzw. Bewertung *sehr gering*) treten im 1. Nadeljahrgang auf 7.9 % und im 3. Nadeljahrgang auf 15.7 % der Fichtenbestände auf. Der Median beträgt 5.0 mg/g (1.Ndjg.) bzw. 4.6 mg/g (3.Ndjg.).

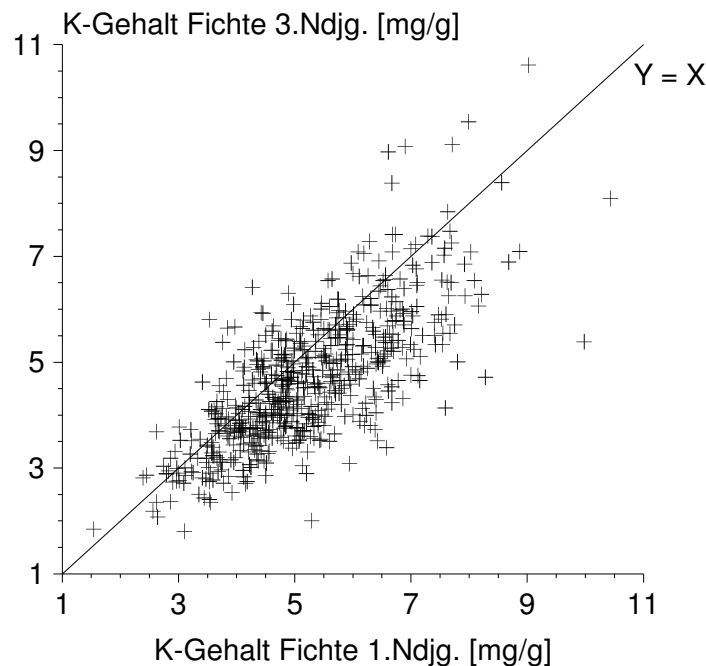


Abb.46: Gegenüberstellung der K-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs von Fichten (n = 607)

In der kartenmäßigen Darstellung der Bewertungsstufen läßt sich kein großräumiges Muster ausmachen. Sehr niedrige K-Gehalte sind in allen Regionen verbreitet. Auffallend ist indes eine Häufung *hoher* und *sehr hoher* Kaliumwerte in den Gebieten Erzgebirge - Fichtelgebirge - Oberpfälzer Wald sowie Schwarzwald (Bd.2, VII/1).

Diese räumliche Differenzierung deckt sich mit der substratspezifischen (Tab.19), welche maximale Durchschnittswerte auf Substratgruppe 8, den sauren bzw. intermediären Magmatiten und Metamorphiten, erkennen läßt. Diese kalifeldspatreichen Substrate (Granit, Gneis) bilden in den genannten Gebieten das Ausgangsmaterial der Bodenbildung. Als Erklärung der *sehr hohen* und *hohen* K-Werte ist denkbar, daß es durch atmogene Säureinträge in diesen Gebieten zu erhöhter Verwitterungsintensität und dadurch forcierter Kaliumfreisetzung aus dem Gestein gekommen ist. Ferner können in den genannten Regionen Einträge K-haltiger Stäube eine Rolle spielen.

Deutlich reduzierte Kaliumgehalte auf carbonathaltigem Substrat, wie sie infolge einer K/Ca-Konkurrenz eventuell zu erwarten wären, zeigen sich anhand dieser Daten hingegen nicht in der erwarteten Schärfe. Alle Gruppenmittelwerte des 1. Nadeljahrgangs befinden sich im Bereich einer *mittleren* bis *hohen* K-Versorgungslage. Ein möglicher K/Ca-Antagonismus deutet sich bei den K-Gehalten im 3. Nadeljahrgang auf Rendzinen an, die im Durchschnitt als *gering* zu bewerten sind. Diesen Sachverhalt spiegelt auch die Stratifizierung nach Humusformen wider, bei der die geringsten K-Gehalte für die Humusformen Mull und mullartiger Moder konstatiert werden.

Grundsätzlich muß bei der Kaliumernährung berücksichtigt werden, daß die K-Verfügbarkeit in aggregierten Böden weniger von den (austauschbaren) Gesamtgehalten im Boden abhängt, als vielmehr von dem unmittelbar wurzelerreichbaren K-Anteil auf den Aggregatoberflächen (vgl. HILDEBRAND 1986). Durch selektive Kaliumverarmung der Austauscher im Makroporenbereich kann es besonders auf entkalkten aggregierten Lehm Böden zu Mangelsituationen kommen. Dies bestätigen die *geringen* und *sehr geringen* K-Gehalte der Fichtenbestände auf Löslehm im Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügelland.

Tab.19: Stratifizierung der K-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
K Median	1 (n=64)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	4.9	4.8	4.4	5.1	5.2	4.8	5.9
mg/g 3. Ndjg.	4.0	4.1	4.1	4.2	4.8	4.8	5.4

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
K Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	4.9	4.9	4.2	5.3	5.2	5.3
mg/g 3. Ndjg.	3.7	4.3	4.0	4.6	4.7	5.3

	Humusform				
K Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	4.9	4.7	5.0	5.5	5.3
mg/g 3. Ndjg.	4.1	4.5	4.5	5.0	5.0

Calcium

	<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
1. Ndjg.	< 1.0 mg/g TS	1.0 - 2.0 mg/g TS	2.0 - 3.0 mg/g TS	3.0 - 5.0 mg/g TS	> 5.0 mg/g TS
3. Ndjg.	< 4.0 mg/g TS	4.0 - 5.0 mg/g TS	5.0 - 7.5 mg/g TS	7.5-10.0 mg/g TS	> 10.0 mg/g TS

Calcium ist in der Pflanze zu einem erheblichen Teil organisch gebunden und kann nur schwer verlagert werden. Es reichert sich demzufolge in den älteren Nadeln an. Dieser aus der Literatur bekannte Befund wird durch die BZE-Daten bestätigt (Abb.47). Die Ca-Gehalte des 3. Nadeljahrgangs sind im Mittel um 25 % erhöht. Abb.47 verdeutlicht überdies, daß die absolute Differenz zwischen 1. und 3. Nadeljahrgang mit zunehmenden Gehalten immer größer wird. Im Bereich der geringsten Gehalte liegen teilweise umgekehrte Verhältnisse vor, d.h. es treten auch kleinere Werte in den älteren als in den jüngeren Nadeln auf.

Die Bewertung des 1. und 3. Nadeljahrgangs erfolgt anhand unterschiedlicher Klassengrenzen (Anhang II). Die Mediane sowohl des 1. als auch des 3. Nadeljahrgangs liegen mit 4.4 mg/g bzw. 6.1 mg/g beide in der Bewertungsstufe *hoch*. Bei der Einschätzung möglicher Mangelsituationen kommt man allerdings zu sehr unterschiedlichen Aussagen, je nachdem ob man den 1. oder 3. Nadeljahrgang zugrundelegt. Die Werte des 1. Nadeljahrgangs ergeben für keinen Bestand *sehr geringe* Ca-Gehalte. Auf der Basis der Gehalte im 3. Nadeljahrgang werden jedoch 21 % der Fichtenbestände als *sehr gering* versorgt eingestuft.

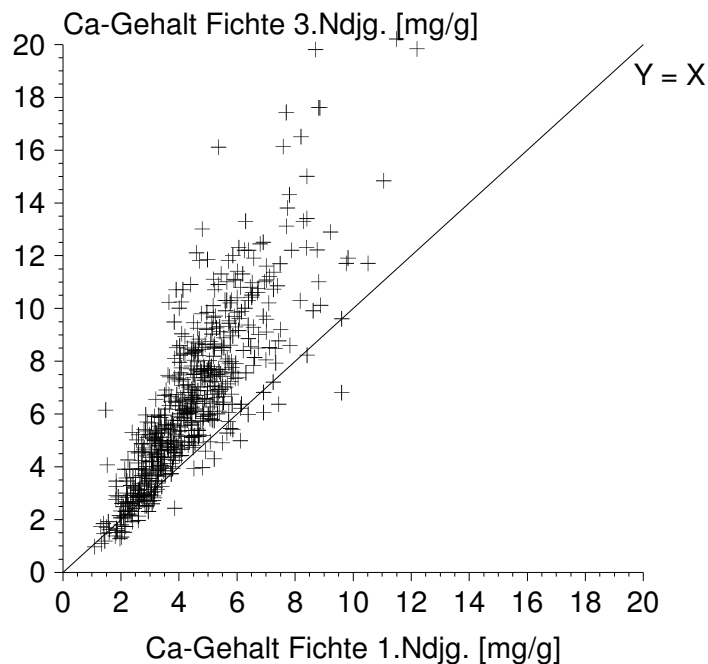


Abb.47: Gegenüberstellung der Ca-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs von Fichten (n = 607)

Der funktionale Zusammenhang zwischen den Ca-Gehalten in den unterschiedlichen Nadeljahrgängen wird durch Abb.48 verdeutlicht. Die dargestellte statistische Beziehung gilt für den Wertebereich 0 - 5 mg/g (1. Nadeljahrgang) und beruht auf 400 Datensätzen. Die extrapolierte Kurve zeigt, daß im Bereich *geringer* und *sehr geringer* Werte (< 2 mg/g) im Durchschnitt keine Unterschiede zwischen 1. und 3. Nadeljahrgang auftreten.

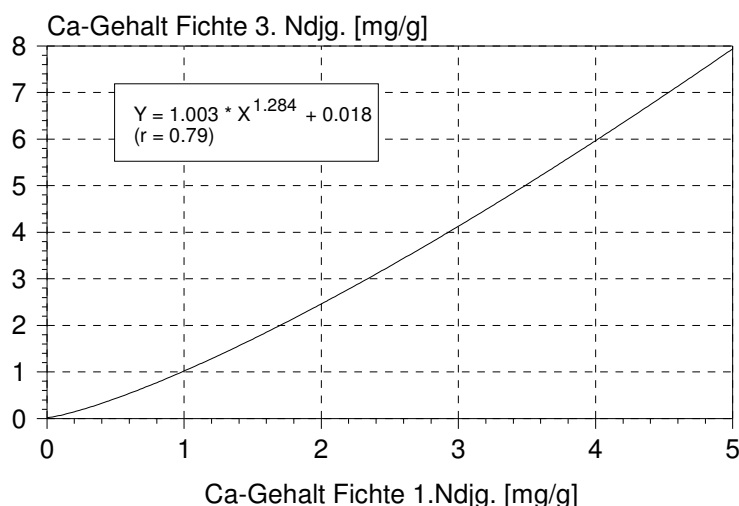


Abb.48: Beziehung zwischen Ca-Gehalt im 1. und 3. Nadeljahrgang von Fichten

Der Vergleich der in der Grafik dargestellten miteinander korrespondierenden Ca-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs mit dem in dieser Studie verwendeten Bewertungsrahmen läßt deutliche Diskrepanzen zwischen den empirischen Daten und den Referenzwerten erkennen. So führt die Beurteilung der Ca-Ernährung anhand des 3. Nadeljahrgangs gegenüber dem 1. Nadeljahrgang stets zu einem schlechteren Befund.

Für eine Einschätzung potentieller Mangelsituationen erscheinen die Gehalte des 1. Nadeljahrgangs aufgrund deren größerer physiologischer Bedeutung aussagekräftiger. Um die Referenzwerte von 1. und 3. Nadeljahrgang anhand des vorliegenden BZE-Datenmaterials aufeinander abzustimmen, wurden anhand der ermittelten Beziehungsgleichung (Abb.48) die den Ca-Gehalten des 1. Nadeljahrgangs entsprechenden Werte des 3. Nadeljahrgangs berechnet. Tab.20 zeigt die Gegenüberstellung dieser berechneten Werte mit den Angaben des Bewertungsschlüssels.

Möglicherweise spiegeln die gegenüber den Referenzwerten grundsätzlich kleineren Ca-Gehalte in den älteren Nadeln Auswaschungsvorgänge („Leaching“) durch Säuredeposition wider. Die Auswaschung von Calcium im Kronenbereich von eher schlecht versorgten Bäumen dürfte sich vor allem in den älteren Nadeln aufgrund deren längerer Exposition äußern.

**Tab.20: Bewertung der Ca-Gehalte von 1- und 3-jährigen Fichtennadeln
(Gegenüberstellung der Angaben des Bewertungsrahmens mit den empirischen Daten)**

Bewertung	Ca-Gehalt [mg/g]		
	1. Ndjg. lt. BZE-Bewertungsschlüssel	3. Ndjg. lt. Regressionsgleichung (gerundet)	3. Ndjg. lt. BZE-Bewertungsschlüssel
sehr gering	< 1	< 1	< 4
gering	1 - 2	1 - 2.5	4 - 5
mittel	2 - 3	2.5 - 4	5 - 7.5
hoch	3 - 5	4 - 8	7.5 - 10

Die räumliche Verteilung der minimalen Ca-Gehalte läßt eine gewisse Häufung in Schleswig-Holstein, dem Hunsrück, Schwarzwald und dem Rothaargebirge erkennen (Bd.2, VII/1). Die Stratifizierung der Werte nach Substrat, Bodentyp und Humusform führt zu relativ deutlichen Differenzen zwischen einzelnen Gruppen (Tab.21). Erwartungsgemäß heben sich carbonathaltige Substrate (Substratgruppe 1) bzw. im Oberboden entkalkte Lockersedimente über kalkhaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe 2) deutlich von den anderen Substraten durch *sehr hohe* Ca-Gehalte ab. Die geringsten Werte finden sich auf den armen pleistozänen Sanden (Substratgruppe 6). Alle substratspezifischen Mittelwerte liegen im Bereich ausreichender Ca-Versorgung, wenn die Gehalte im 1. Nadeljahrgang zur Bewertung herangezogen werden. Aufgrund der Gehalte im 3. Nadeljahrgang deutet sich eine schwache Unterversorgung für pleistozäne Sande (Substratgruppe 6), saure Magmatite und Metamorphite (Substratgruppe 8) sowie tendenziell auf Sandstein (Substratgruppe 5) an.

Bei der Stratifizierung nach Bodentypen zeigt sich ebenfalls die erwartete Differenzierung zwischen den besser mit Ca ausgestatteten Rendzinen und Terra fuscae, die eine *sehr hohe* Ca-Ernährung aufweisen und den am geringsten versorgten Fichten auf Podsol, deren mittlerer Ca-Gehalt im 1. Nadeljahrgang aber immer noch als *hoch* einzustufen ist. Der 3. Nadeljahrgang deutet hingegen eine *geringe* Ca-Versorgung der Fichten auf Podsolen an, was plausibel erscheint.

Die Abhängigkeit der Ca-Spiegelwerte vom Bodentyp spiegelt sich annähernd auch in der Stratifizierung nach Humusformen wider. Die höchsten Werte sind auf Mull und mullartigem Moder zu verzeichnen. Ca-Mangel kann keiner bestimmten Humusform eindeutig zugeordnet werden.

Tab.21: Stratifizierung der Ca-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Ca Median	1 (n=64)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	5.2	5.1	4.2	4.2	3.7	2.9	3.6
mg/g 3. Ndjg.	8.5	7.4	5.7	6.5	5.3	4.1	4.9

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
Ca Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	5.4	5.3	4.3	4.0	4.0	3.4
mg/g 3. Ndjg.	8.4	9.3	5.6	5.7	5.5	4.6

	Humusform				
Ca Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	5.2	4.4	3.9	3.5	4.0
mg/g 3. Ndjg.	8.3	6.4	5.4	4.9	5.4

Magnesium

	<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
1. Ndjg.	< 0.75 mg/g TS	0.75 - 1.00 mg/g TS	1.00 - 1.25 mg/g TS	1.25 - 1.50 mg/g TS	> 1.5 mg/g TS
3. Ndjg.	< 0.30 mg/g TS	0.30 - 0.70 mg/g TS	0.70 - 1.00 mg/g TS	1.00 - 1.25 mg/g TS	> 1.25 mg/g TS

Magnesium ist in der Pflanze nur zum Teil fest in organischen Verbindungen gebunden (Chlorophyll). Ionares Magnesium ist leicht beweglich und kann bei Bedarf von den älteren Nadeln in die jüngeren transloziert werden. Die Gehalte im 1. Nadeljahrgang liegen im Durchschnitt um ca. 45 % über denen des 3. Nadeljahrgangs. Die Mediane im 1. und 3. Nadeljahrgang befinden sich unter Berücksichtigung der beiden nadeljahrgangsspezifischen Bewertungsmaßstäbe genau an der Grenze zwischen *geringer* und *mittlerer* Versorgung (1. Nadeljahrgang: 1.0 mg/g; 3. Nadeljahrgang: 0.7 mg/g).

In der BZE-Auswertung von Rheinland-Pfalz (BLOCK et al. 1991) wird zur Einschätzung der Magnesiumernährung eine kombinierte Bewertung der Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs vorgenommen. Dieser integrierende Ansatz basiert auf sogenannten „Alterslinien“ der Mg-Gehalte, die von REEMTSMA (1986) aufgrund von mehr als 20-jährigen Beobachtungen beschrieben worden sind. Nach REEMTSMA äußern sich Mangelsituationen durch einen starken Abfall der Gehalte in den älteren gegenüber den jüngeren Nadeln.

In Anlehnung an REEMTSMA (vgl. BLOCK et al. 1991) werden im folgenden drei Bewertungsklassen unterschieden:

„stabile Mg-Versorgung“	Mg-Gehalte im 1. Ndjg. > 1 mg/g; im 3. Ndjg. > 0.9 mg/g; durch Alterung Reduktion der Gehalte im 3. Ndjg. auf minimal > 0.7 mg/g
„zunehmender Mangel“	starker Abfall zwischen 1. und 3. Nadeljahrgang; Mg-Gehalte im 3. Ndjg. noch $\geq$ 0.3 mg/g
„starker Mangel, Unterschreitung der Vergilbungsschwelle“	Mg-Gehalt im 3. Ndjg. < 0.3 mg/g

Diese kombinierte Bewertung von 1. und 3. Nadeljahrgang führt für die bundesweite BZE-Stichprobe zu folgendem Ergebnis: 40 % der Fichten befinden sich im Bereich einer stabilen Versorgung, 57 % im Bereich zunehmenden Mangels, und bei 3 % wird die Vergilbungsschwelle unterschritten. Die Bereiche dieser drei Kategorien werden durch Abb.49 graphisch veranschaulicht.

**Abb.49: Gegenüberstellung der Mg-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs
von Fichten (n = 607) sowie Bewertungsgrenzen
nach REEMTSMA (1986)**

Hauptsächliches Differenzierungskriterium für diesen Bewertungsrahmen sind die Gehalte in den älteren Nadeln sowie der Grad der Umverlagerung von Magnesium in den 1. Nadeljahrgang. Unter diesem Aspekt ist in Abb.50 die prozentuale Verlagerungsintensität den Mg-Gehalten im 3. Nadeljahrgang gegenübergestellt. Die prozentuale Verlagerungsintensität wurde hierbei wie folgt berechnet:

$$[(\text{Mg-Gehalt 1. Nadeljahrgang}) / (\text{Mg-Gehalt 3. Nadeljahrgang}) - 1] * 100 [\%].$$

Die in Abb.50 dargestellten Wertepaare (Punkte) stellen Mittelwerte dar, die sich auf der Basis des gesamten Datenmaterials innerhalb statistisch ermittelter Gruppen ergeben. Durch die Bildung von Mittelwerten läßt sich die Gesetzmäßigkeit der Verlagerung besser erkennen als bei Betrachtung der stark streuenden Punktwolke aller Wertepaare. Aus der Grafik geht deutlich hervor, daß die Mg-Gehalte bei optimaler Versorgung im 1. Nadeljahrgang durchschnittlich um ca. 10 % über den Werten des 3. Nadeljahrgangs liegen. Ab Mg-Gehalten < ca. 1.1 mg/g im 3. Nadeljahrgang nimmt die durchschnittliche Verlagerungsintensität streng linear zu. Bei Mg-Gehalten von 0.3 mg/g im 3. Nadeljahrgang (Bewertung: *sehr gering*) liegen die Gehalte im 1. Nadeljahrgang durchschnittlich um ca. 50 % über den älteren. Der in der Abbildung als „suboptimale Versorgung“ gekennzeichnete Bereich ist jedoch nicht mit Mangel gleichzusetzen, da durch die Verlagerung von Magnesium mögliche Versorgungsengpässe zunächst noch kompensiert werden können.

**Abb.50: Beziehung zwischen prozentualer „Verlagerungsintensität“
und Mg-Gehalt im 3. Nadeljahrgang von Fichten**

Betrachtet man die räumliche Verteilung der Mg-Bewertungsstufen (vgl. Bd.2, VII/1), so lassen sich nur schwach ausgeprägte räumliche Differenzierungen ausmachen. Auffallend sind die *hohen* und *sehr hohen* Versorgungsgrade in den Bayerischen Alpen, dem Alpenvorland, der Fränkischen Alb und im Ostharz. Aus dem baden-württembergischen Stoffflußmeßnetz ist für das Alpenvorland belegt, daß auf diesen Standorten derzeit eine maximale Verfügbarkeit für Mg-Kationen existiert (LUKES et al. 1996). *Geringe* und *sehr geringe* Werte treten punktuell in allen Bereichen auf. Eine Häufung *sehr geringer* Gehalte findet sich im Nordschwarzwald, Odenwald, gesamten Rheinischen Schiefergebirge, Thüringer Wald sowie lokal im Erzgebirge.

Die Stratifizierung der Magnesiumgehalte nach Substrat, Bodentyp und Humusform führt zu folgenden Ergebnissen (Tab.22): Mit durchschnittlich *mittleren* bis *hohen* Werten zeichnen sich die carbonathaltigen Substrate (Substratgruppe 1 und 2) aus. Die niedrigsten Gehalte finden sich in den Verwitterungs- und Decklehmen über Sand-, Schluff- und Tonstein (Substratgruppe 4 und 5) sowie auf pleistozänen Sanden (Substratgruppe 6). Die Versorgungssituation ist hier im Durchschnitt *gering*.

Die Differenzierung zwischen den Bodentypen ist nicht besonders stark ausgeprägt, läßt aber zumindest zwischen Rendzina bzw. Terra fusca auf der einen Seite und Podsol auf der anderen Seite erwartungsgemäß einen deutlichen Gradienten erkennen. Während Fichten auf Podsolstandorten im Mittel als *gering* versorgt bewertet werden, werden die Gehalte von Rendzinen und Terrae fuscae als *hoch* eingestuft.

Bei den Humusformen unterscheidet sich lediglich Mull durch erhöhte Werte von den anderen Gruppen.

Tab.22: Stratifizierung der Mg-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Mg Median	1 (n=64)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	1.3	1.2	1.1	0.9	0.8	0.9	1.1
mg/g 3. Ndjg.	1.0	0.9	0.7	0.7	0.5	0.7	0.7

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
Mg Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	1.4	1.2	1.1	1.0	1.0	0.9
mg/g 3. Ndjg.	1.1	0.9	0.7	0.7	0.7	0.6

	Humusform				
Mg Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	1.2	1.0	1.0	1.0	1.0
mg/g 3. Ndjg.	0.9	0.7	0.7	0.6	0.7

5.3.1.2 Spurennährelemente Fichtennadeln (Mn, Fe, Cu, Zn)

Mangan

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.05 mg/g TS	0.05 - 1.00 mg/g TS	1.00 - 2.00 mg/g TS	2.00 - 4.00 mg/g TS	> 4.0 mg/g TS

Die Mangangehalte im 1. und 3. Nadeljahrgang der Fichte werden im Durchschnitt als *mittel* eingestuft (vgl. Bd.2, VII/2). Der Median der 3-jährigen Nadeln (1.24 mg/g) ist gegenüber dem der 1-jährigen (1.09 mg/g) leicht erhöht. Im Bereich *sehr hoher* Mangangehalte liegen die Werte im 3. Nadeljahrgang deutlich über denen des 1. Nadeljahrgangs (Abb.51). Der Unterschied beträgt dann 40-50 %. Bei *geringen* und *sehr geringen* Mangangehalten ist hingegen kein bedeutender Unterschied zwischen 1. und 3. Nadeljahrgang zu erkennen

(Abb.51). Auf der Grundlage des 1. Nadeljahrgangs erfolgt die Bewertung *sehr gering* für nur 1 % der Bestände. Auf diesen Standorten könnte Manganmangel eine Rolle spielen.

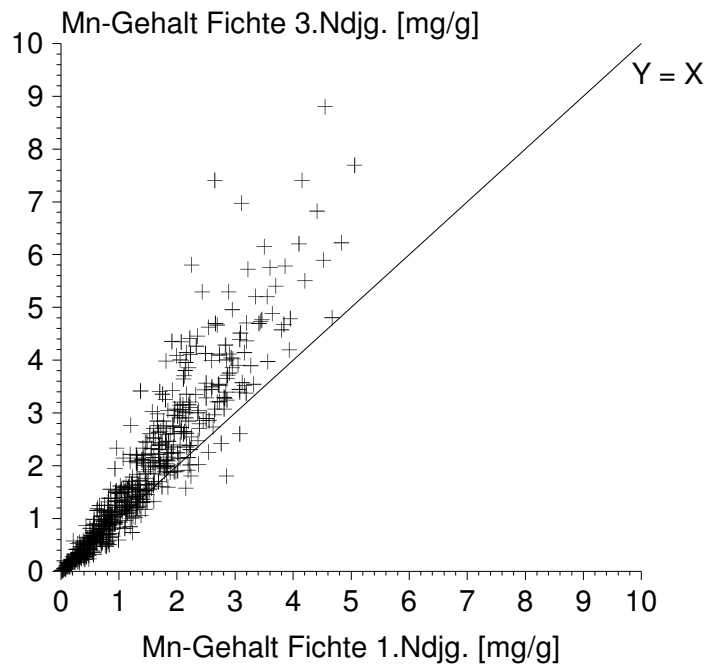


Abb.51: Gegenüberstellung der Mn-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs von Fichten (n = 607)

Die räumliche Verteilung der Mangangehalte läßt zwar kein allgemeingültiges großflächiges Muster erkennen, doch treten insbesondere bei den Gehalten des 3. Nadeljahrgangs *sehr hohe* und *hohe* Werte bzw. *geringe* und *sehr geringe* Werte meist benachbart auf, so daß von einer räumlichen Abhängigkeit ausgegangen werden kann (vgl. Bd.2, VII/2). Relativ hohe Mn-Gehalte finden sich konzentriert im Bereich der Eifel und dem Iller-Lech-Schotterriedel- und Hügelland.

Mangan wird von den Pflanzen vor allem in Form von Mn^{2+} aus der Bodenlösung aufgenommen. Das Mn-Dargebot korrespondiert einerseits mit dem Ausgangssubstrat. Andererseits erhöht sich mit sinkendem pH-Wert die Konzentration von ionarem Mangan in der Bodenlösung und die Mn-Verfügbarkeit steigt an. Die Abhängigkeit der Mn-Aufnahme vom Bodenchemismus müßte sich mithin in Mittelwertunterschieden zwischen den in Tab.23 dargestellten Straten widerspiegeln. Es bestätigt sich, daß auf den carbonatbeeinflußten Standorten (Substratgruppe 1, Bodentyp Rendzina, Terra fusca) die kleinsten Gruppenmittelwerte (Mediane) auftreten. Sie befinden sich im Bereich einer *geringen* Manganversorgung. Die ebenfalls *geringen* Werte der Substratgruppe 6 (arme pleistozäne Sande) bzw. der Podsole dürften durch die auf diesen Standorten im Laufe der Bodenentwicklung bereits stark fortgeschrittene Manganverarmung zurückzuführen sein.

Dieses Resultat verdeutlicht, daß die Mn-Ernährung als Indikator für eine durch (anthropogene) Versauerung induzierte Mn-Freisetzung höchstens innerhalb von geo-/ pedogenetisch homogenen Gruppen sinnvoll ist.

Die Stratifizierung nach Humusformen spiegelt im wesentlichen die dargelegte Abhängigkeit vom Bodentyp wider (*geringe* Werte auf Mull sowie Rohhumus).

Tab.23: Stratifizierung der Mn-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Mn Median	1 (n=63)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	0.2	0.9	1.6	1.7	1.5	0.5	0.9
mg/g 3. Ndjg.	0.2	1.2	2.0	2.2	1.9	0.5	1.0

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
Mn Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	0.2	0.4	1.7	1.3	1.4	0.4
mg/g 3. Ndjg.	0.2	0.5	2.1	1.7	1.6	0.5

	Humusform				
Mn Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	0.5	1.2	1.6	1.2	0.8
mg/g 3. Ndjg.	0.5	1.3	2.0	1.4	0.9

Eisen

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.02 mg/g TS	0.02 - 0.05 mg/g TS	0.05 - 0.10 mg/g TS	0.10 - 0.50 mg/g TS	> 0.50 mg/g TS

Die Eisengehalte der Fichtennadeln variieren bezogen auf den 1. Nadeljahrgang im wesentlichen im Bereich *geringer* bis *hoher* Werte (vgl. Bd.2, VII/2). *Sehr geringe* Fe-Gehalte werden nur für 2 % der Bestände, *sehr hohe* für keinen Bestand ermittelt. Das Häufigkeitsmaximum befindet sich im Bereich *geringer* Eisengehalte. Der Median liegt bei 0.05 mg/g (1.Ndjg.) bzw. 0.08 mg/g (3. Ndjg.).

Bei der regionalen Verteilung der Bewertungsstufen (Bd.2, VII/2) fällt auf, daß sich *geringe* Werte schwerpunktmäßig in den Bayerischen Alpen sowie im Alpenvorland finden. Dies wird besonders bei Betrachtung der Fe-Gehalte im 3. Nadeljahrgang deutlich.

Obwohl für Eisen bekannt ist, daß ein beträchtlicher Teil der gemessenen Spiegelwerte nicht aus den Nadeln sondern aus Depositionen auf der Nadeloberfläche stammen kann, läßt die Übersicht in Tab.24 deutliche Abhängigkeiten der Fe-Ernährung von den geo-/ pedogenetischen Straten erkennen. Bei allen Stratifizierungen spiegeln die Gruppenmittelwerte direkt oder indirekt die Abhängigkeit der Eisengehalte in Fichtennadeln von der substratabhängigen Bodenentwicklung bzw. dem damit einhergehenden Aciditätsstatus wider. So befinden sich

die Fe-Gehalte auf den carbonathaltigen Standorten, den Bodentypen Rendzina und Terra fusca sowie der Humusform Mull im Bereich einer *geringen* Ernährung. Auch die Unterschiede zwischen den anderen Substraten spiegeln annähernd die Pufferkapazität der Ausgangsgesteine gegenüber Versauerung wider, wie aus folgender Gegenüberstellung hervorgeht:

Pufferkapazität (Substratgruppe)	<i>sehr hoch</i> (1)	<i>hoch</i> (2)	<i>mittel - hoch</i> (8)	<i>gering - mittel</i> (3 und 4)	<i>gering</i> (5)	<i>sehr gering</i> (6)
Fe-Gehalt 1. Ndjg. [mg/g]	0.03	0.04	0.06	0.06	0.07	0.08
Fe-Gehalt 3. Ndjg. [mg/g]	0.05	0.05	0.08	0.09	0.09	0.08

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Da Eisen im Laufe der Bodenentwicklung erst bei niedrigeren pH-Werten mobilisiert wird als Mangan, weisen die ärmeren Standorte (Substratgruppe 6; Bodentyp Podsol) die höchsten Eisengehalte in Fichtennadeln auf - ein Befund, der sich bei den Manganwerten nicht zeigte (s.o.). Auch die Humusformen lassen einen deutlichen graduellen Anstieg der Fe-Gehalte von *geringen* zu *sehr hohen* Werten entsprechend der jeweiligen Humusqualität erkennen. **Insgesamt scheinen die Fe-Gehalte in den Nadeln mithin die substratspezifische natürliche Bodenentwicklung vergleichsweise gut zu repräsentieren und von aktuellen Veränderungen des Bodenchemismus wenig beeinflusst zu sein.**

Tab.24: Stratifizierung der Fe-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Fe Median	1 (n=64)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	0.03	0.04	0.05	0.07	0.07	0.08	0.06
mg/g 3. Ndjg.	0.05	0.05	0.09	0.09	0.09	0.09	0.08

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
Fe Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	0.03	0.03	0.05	0.05	0.06	0.09
mg/g 3. Ndjg.	0.04	0.06	0.08	0.08	0.09	0.09

	Humusform				
Fe Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	0.03	0.05	0.06	0.07	0.08
mg/g 3. Ndjg.	0.05	0.09	0.08	0.09	0.09

Kupfer

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.002 mg/g	0.002 - 0.003 mg/g	0.003 - 0.005 mg/g	0.005 - 0.007 mg/g	> 0.007 mg/g

Die Kupfergehalte der Fichtennadeln liegen im Durchschnitt bei 0.003 mg/g (vgl. Bd.2, VII/2). Es befinden sich 93 % der Werte in dem engen Bereich *geringer* bis *mittlerer* Werte. Kupfermangel könnte auf 5 % der Bestände eine Rolle spielen (Bewertung *sehr gering*).

Eine Stratifizierung nach geo-/ pedogenetischen Gruppen führt zu keinerlei Gruppenunterschieden (Median in allen Substrat- und Bodentypgruppen: 0.003 mg/g).

Zink

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.015 mg/g TS	0.015 - 0.03 mg/g TS	0.03 - 0.05 mg/g TS	0.05 - 0.07 mg/g TS	> 0.07 mg/g TS

Die Zinkgehalte von einjährigen Fichtennadeln befinden sich zu 93 % in dem engen Bereich *geringer* bis *mittlerer* Werte. Der Median beträgt im 1. Nadeljahrgang 0.027 mg/g, im 3. Nadeljahrgang 0.018 mg/g. Die Extremwerte weichen hiervon zwar stark ab, doch handelt es sich bei den *sehr hohen* Zn-Gehalten nur um insgesamt 0.3 %, bei den *sehr geringen* um 2.6 % aller Fichtenbestände (vgl. Bd.2, VII/2). Im Gegensatz dazu weisen die untersuchten Fichtennadeln im 3. Jahrgang mit überwiegend *sehr geringen* (38 %) und *geringen* (46 %) Zn-Gehalten auf eine angespannte Zn-Versorgungslage hin.

Die höchsten Zn-Werte (Bewertung: *mittel* bzw. *hoch*) treten - bezogen auf den ersten und dritten Nadeljahrgang- gehäuft in den Bereichen Harz, Erzgebirge und Eifel auf. Außerdem finden sich *mittlere* und *hohe* Gehalte konzentriert im Gebiet der Bayerischen Alpen. Abgesehen davon weist die Fichte nahezu im gesamten süddeutschen Raum *geringe* Zn-Gehalte im ersten und *sehr geringe* Zn-Gehalte im dritten Nadeljahrgang auf.

Die Stratifizierung nach Substratgruppen verdeutlicht, daß es sich bei dem Vorkommen hoher Zn-Gehalte um ein substratspezifisches Muster handelt. So zeigt die Übersicht in Tab.25 deutlich erhöhte Werte auf carbonathaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe 1), den Bodentypen Rendzina und Terra fusca sowie für die Humusform Mull.

Tab.25: Stratifizierung der Zn-Gehalte von Fichtennadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Zn Median	1 (n=64)	2 (n=75)	3 (n=100)	4 (n=91)	5 (n=118)	6 (n=15)	8 (n=129)
mg/g 1. Ndjg.	0.035	0.027	0.021	0.030	0.027	0.018	0.027
mg/g 3. Ndjg.	0.024	0.018	0.014	0.021	0.018	0.018	0.018

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp					
Zn Median	Rendzina (n=34)	Terra fusca (n=40)	Parabraun- erde (n=55)	Pseudo- gley (n=78)	Braunerde (n=330)	Podsol (n=40)
mg/g 1. Ndjg.	0.037	0.028	0.022	0.026	0.027	0.026
mg/g 3. Ndjg.	0.026	0.022	0.014	0.017	0.018	0.019

	Humusform				
Zn Median	Mull (n=116)	mullartiger Moder (n=38)	typischer Moder (n=241)	rohhumusart. Moder (n=106)	Rohhumus (n=93)
mg/g 1. Ndjg.	0.031	0.024	0.026	0.027	0.026
mg/g 3. Ndjg.	0.022	0.015	0.017	0.018	0.018

5.3.1.3 Andere Elemente Fichtennadeln (Si, Na, S, Cl, Cd, Pb)

Silicium

Die Siliciumgehalte der Fichtennadeln liegen im Durchschnitt (Median) bei 3.9 mg/g im 1. Nadeljahrgang und 10.4 mg/g im 3. Nadeljahrgang (vgl. Bd.2, VII/3). Es findet bei der Fichte demnach eine sehr starke Anreicherung in den älteren Nadeln statt, welche bei der Kiefer hingegen nicht zu erkennen ist (Kap.5.3.2.3).

Natrium

Die Natriumwerte sind deutlich schief verteilt (Bd.2, VII/3). Es treten auf ca. 35 % der Standorte Werte von 0 bzw. Werte unterhalb der Nachweisgrenze auf. Der Durchschnitt (Median) liegt im 1. Nadeljahrgang bei 0.024 mg/g und im 3. Nadeljahrgang bei 0.046 mg/g. Es zeigt sich mithin eine Anreicherung mit zunehmendem Nadelalter.

Schwefel

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.05 mg/g TS	0.05 - 1.0 mg/g TS	1.0 - 1.2 mg/g TS	1.2 - 1.4 mg/g TS	> 1.4 mg/g TS

Die Schwefelgehalte der Fichtennadeln variieren zwischen *geringen* und *sehr hohen* Werten mit einem Häufigkeitsmaximum im Bereich *mittel* (1. Nadeljahrgang) bzw. *sehr hoch* (3. Nadeljahrgang) (vgl. Bd.2, VII/3). Die Akkumulation atmogenen Schwefels bewirkt vor allem bei den hohen Schwefelwerten deutliche Unterschiede zwischen den Nadeljahrgängen. Bei

den Durchschnittswerten (Mediane) macht sich hingegen nur ein geringer Unterschied bemerkbar (Median im 1. Nadeljahrgang 1.2 mg/g; im 3. Nadeljahrgang 1.3 mg/g).

Für die Beurteilung potentieller Schwefelbelastungen wird von FÜRST (1992) auf der Basis der Schwefelgehaltsgrenzwerte der „Zweiten Österreichischen Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen“ (ÖSTERR. BML 1984) ein integrativer Bewertungsschlüssel angewandt, in den die Schwefelgehalte der 1- und 2-jährigen Nadeln eingehen. Anhand der jeweiligen Grenzwerte wird ein Grenzbereich für den maximalen natürlichen Schwefelgehalt abgeleitet, bei dessen Überschreitung ein Schwefel-Immissionseinfluß als nachgewiesen gilt. Der Grenzbereich ist in Abb.52 graphisch dargestellt. Nach diesem Bewertungsschlüssel überschreiten 59 % der untersuchten Fichtenbestände die natürlichen Schwefelgehalte, so daß auf diesen Punkten von einer Schwefel-Immissionseinwirkung auszugehen ist. Einschränkend muß hinzugefügt werden, daß hierbei anstelle der S-Gehalte des 2. Nadeljahrgangs die des 3. Nadeljahrgangs herangezogen wurden, welche tendenziell höher liegen dürften. An der Gesamtbeurteilung, wonach mehr als die Hälfte der Fichtenbestände durch Schwefelimmisionen beeinflusst sind, dürfte sich dadurch jedoch nichts ändern.

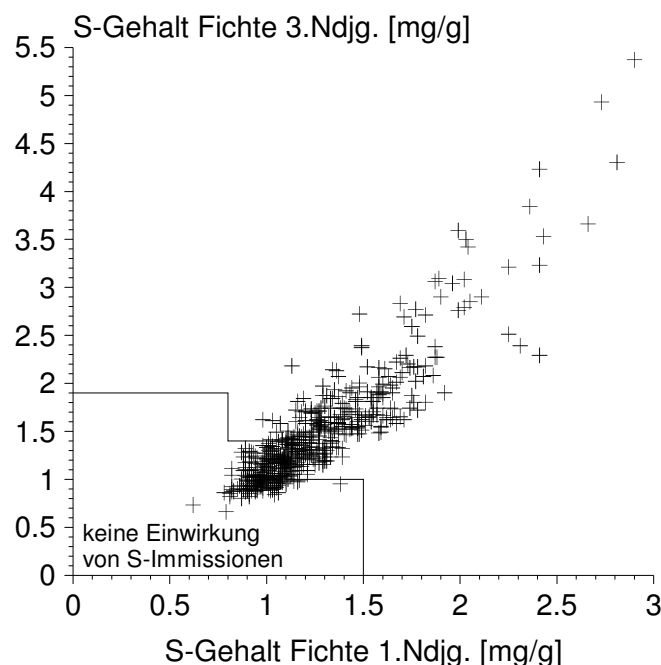


Abb.52: Gegenüberstellung der S-Gehalte des 1. und 3. Nadeljahrgangs von Fichten (n = 600) und Bereich natürlicher S-Gehalte nach FÜRST (1992)

Die räumliche Verteilung der S-Gehalte läßt deutliche Belastungsschwerpunkte erkennen (vgl. Bd.2, VII/3). Insgesamt zeigt sich bezüglich der Gehalte im 1. Nadeljahrgang ein klares Nord-Südgefälle, wobei die kleinsten Werte (Bewertungsstufe *gering* bis *mittel*) in Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz auftreten. Überwiegend *hohe* und *sehr hohe* Gehalte sind vor allem in den Mittelgebirgen (Erzgebirge, Thüringer Wald, Frankenwald Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald, Harz, Rothaargebirge, Sauerland) anzutreffen sowie im Norddeutschen Tiefland. Bei der Beurteilung der S-Belastung anhand der Werte im 3. Nadeljahrgang treten zusätzlich Schwarzwald, Odenwald, Spessart und die Fränkische Alb als Belastungsschwerpunkte in Erscheinung. Auffallend niedrig ist die S-Belastung lediglich im Gebiet der Bayerischen Alpen und des Alpenvorlandes sowie - großräumig betrachtet - in Rheinland-Pfalz, wobei letzteres möglicherweise auf methodische Unterschiede zurückzuführen sein könnte (vgl. BLOCK et al. 1991; S.167-169).

Chlor

Die Chlorgehalte der Fichtennadeln liegen im Durchschnitt (Median) bei 0.57 mg/g (1. Nadeljahrgang) bzw. 0.39 mg/g (3. Nadeljahrgang). Die mittleren Gehalte sind also in den jüngeren Nadeln höher, was pflanzenphysiologisch nicht unbedingt den Erwartungen entspricht. Die Extremwerte liegen allerdings im 3. Nadeljahrgang über denen des 1. Nadeljahrgangs (90-Perzentil 1-jähriger Nadeln 0.88 mg/g, 3-jähriger Nadeln 0.77 mg/g).

Nach der „Österreichischen Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen“ (Österr. BML 1984) kann bei Werten > 1 mg/g auf einen Immissionseinfluß geschlossen werden. Es befinden sich ca. 6 % der untersuchten Fichten in diesem Bereich. Dabei handelt es sich vorwiegend um Punkte in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern, was die Bedeutung der Küstennähe für die Grundbelastung mit Chlor (Meerwasserspray) bestätigt. Auffallend sind indes einige Extremwerte mit Gehalten > 1.4 mg/g in Sachsen-Anhalt. Hier ist ein Einfluß lokaler Emittenten zu vermuten (chlorhaltige Immissionen aus industrieller Verbrennung).

Cadmium

Die Cadmiumgehalte der Fichtennadeln liegen im Durchschnitt bei 0.11 mg/kg im 1. Nadeljahrgang bzw. 0.08 mg/kg im 3. Nadeljahrgang (vgl. Bd.2, VII/3). Als toxische Schwelle werden in der Literatur Werte um 3 mg/kg angegeben (vgl. BURSE & SCHRAMM 1996). Diesem Werte entspricht genau das 90-Perzentil der vorliegenden Stichprobe. Bei 10 % der untersuchten Fichten wäre demnach mit einer potentiellen Beeinträchtigung physiologischer Prozesse infolge toxischer Cadmiumkonzentrationen zu rechnen.

Blei

Die Bleigehalte der Fichtennadeln liegen im Durchschnitt (Median) bei 0.8 mg/kg im 1. Nadeljahrgang bzw. 1.9 mg/kg im 3. Nadeljahrgang (vgl. Bd.2, VII/3). Es zeigt sich also eine deutliche Akkumulation mit dem Nadelalter, die auch bei den Extremwerten sichtbar wird (90-Perzentil 1. Ndjg.: 1.4 mg/kg; 3. Ndjg.: 3.9 mg/kg). Der Bereich der in der Literatur für Fichte angegebenen Normalgehalte (< 3.0 mg/kg) wird im 1. Nadeljahrgang so gut wie nicht überschritten (ca. 1 %), im 3. Nadeljahrgang hingegen von ca. 20 % der Bestände.

5.3.2 Kiefer

5.3.2.1 Hauptnährelemente Kiefernadeln (N, P, K, Ca, Mg)

Die Erhebung von Elementgehalten in Kiefernadeln ist im Rahmen der BZE nur für den 1. Nadeljahrgang vorgeschrieben. Fakultative Analysedaten des 2. Nadeljahrgangs liegen daher nur für eine Teilstichprobe (n = 93) vor, die sich auf die Länder Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Brandenburg beschränkt. Die den folgenden Ausführungen zugrundeliegenden Stichproben des 1. und 2. Nadeljahrgangs sind somit nicht identisch.

Eine Stratifizierung der Elementgehalte nach Substrat, Bodentyp und Humusform erfolgte nur für die 1-jährigen Nadeln, da der Stichprobenumfang der 2-jährigen Nadeln innerhalb der Gruppen zu gering erschien. Bei der Betrachtung von Mittelwertunterschieden zwischen den Straten auf der Basis des 1. Nadeljahrgangs sind die jeweils angegebenen Stichprobenumfänge mit zu berücksichtigen.

Stickstoff

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 13 mg/g TS	13 - 14 mg/g TS	14 - 15 mg/g TS	15 - 17 mg/g TS	> 17 mg/g TS

Die Stickstoffgehalte der Kiefernadeln streuen im 1. und 2. Nadeljahrgang über die gesamte Spanne *sehr gering* bis *sehr hoher* Werte (Bd.2, VIII/1). Im Durchschnitt (Median) ist die Stickstoffversorgung der untersuchten Kiefern *hoch* (Median 1. Ndjg.: 15.9 mg/g; 2. Ndjg.: 16.7 mg/g). *Sehr hohe* Werte, werden für 34 % (1. Nadeljahrgang) bzw. 45 % (2. Nadeljahrgang) der Kiefernbestände konstatiert. Auffallend ist in diesem Zusammenhang, daß die N-Gehalte im 2. Nadeljahrgang auf 55 % der Untersuchungspunkte höher liegen als im 1. Nadeljahrgang (vgl. Abb.53). Da Stickstoff unter normalen (N-limitierten) Bedingungen von den älteren in die jüngeren Nadeln transloziert wird, ist dieser Befund erstaunlich und deutet auf diesen Punkten eine N-Übersorgung an. Allerdings ist wie auch schon bei der Fichte keine eindeutige Abhängigkeit der Umverlagerungsintensität von der Höhe der N-Gehalte erkennbar.

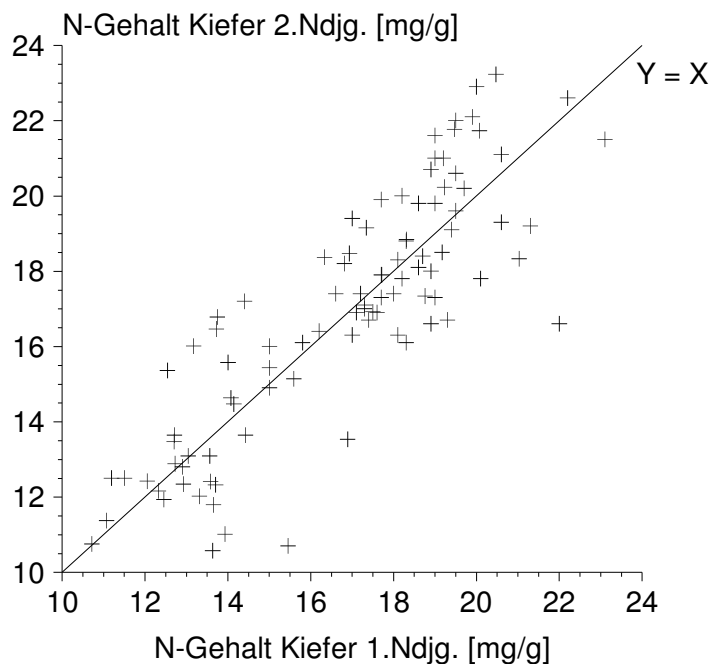


Abb.53: Gegenüberstellung der N-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93)

Die räumliche Verteilung der Stickstoffgehalte von Kiefern läßt folgende Muster erkennen (vgl. Bd.2, VIII/1): Überwiegend *hohe* und *sehr hohe* Werte treten in Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt und Sachsen auf. In Bayern, Brandenburg, und Thüringen sind neben Standorten mit *hoher* und *sehr hoher* N-Versorgung auch solche mit *sehr geringen* bis *mittleren* Werten anzutreffen.

Die Stratifizierung der Stickstoffgehalte nach Substratgruppen, Bodentypen und Humusformen (Tab.26) wird wahrscheinlich stark von regional unterschiedlichen Stickstoffeintragsraten überprägt. So finden sich besonders hohe N-Werte auf Podsolen und armen pleistozänen Sanden (Substratgruppe 6), niedrige Werte hingegen auf der Humusform Mull sowie auf carbonathaltigen Standorten (Substratgruppe 1 und 2). Diese anscheinend widersprüchlichen

Resultate - insbesondere auch die für Podsole konstatierte *sehr hohe* N-Versorgung - spricht dafür, daß die geogenetischen bzw. die aus der makromorphologischen Profilansprache abgeleiteten pedogenetischen Differenzierungskriterien aufgrund eintragsbedingter Veränderungen des Bodenchemismus nur noch begrenzte ökologische Bedeutung besitzen.

Die Abhängigkeit der N-Ernährungssituation in Verbindung mit der aktuellen N-Verfügbarkeit im Boden sollte unter Berücksichtigung von N-Depositionsdaten neu bewertet werden. In diesem Zusammenhang sind bereits weiterführende Auswertungen der BZE-Daten geplant, die unter anderem die multivariate Analyse der Beziehungen zwischen bodenchemischem Zustand, Ernährungslage und atmogener Eintragssituation zum Ziel haben.

Tab.26: Stratifizierung der N-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
N Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	14.9	14.9	17.9	15.7	15.3	17.1	15.3

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp				
N Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	15.6	18.1	17.0	15.2	18.2

	Humusform				
N Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	14.5	17.0	16.8	16.2	15.5

Phosphor

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 1.2 mg/g TS	1.2 - 1.4 mg/g TS	1.4 - 1.8 mg/g TS	1.8 - 2.0 mg/g TS	> 2.0 mg/g TS

Die Phosphorversorgung der Kiefer ist im Durchschnitt (Median) *gering* (vgl. Bd.2, VIII/1). Der Median beträgt im 1. Nadeljahrgang 1.4 mg/g. Für 23 % der Bestände wird eine *sehr geringe* P-Versorgung ermittelt. Insgesamt erscheint die P-Ernährungslage der Kiefer allerdings nicht ganz so ungünstig wie die der Fichte (Kap.5.3.1.1).

Die Gehalte im 1. Nadeljahrgang sind gegenüber dem 2. Nadeljahrgang meist erhöht, wenngleich insbesondere bei ausreichender Ernährung auch umgekehrte Verhältnisse auftreten (Abb.54).

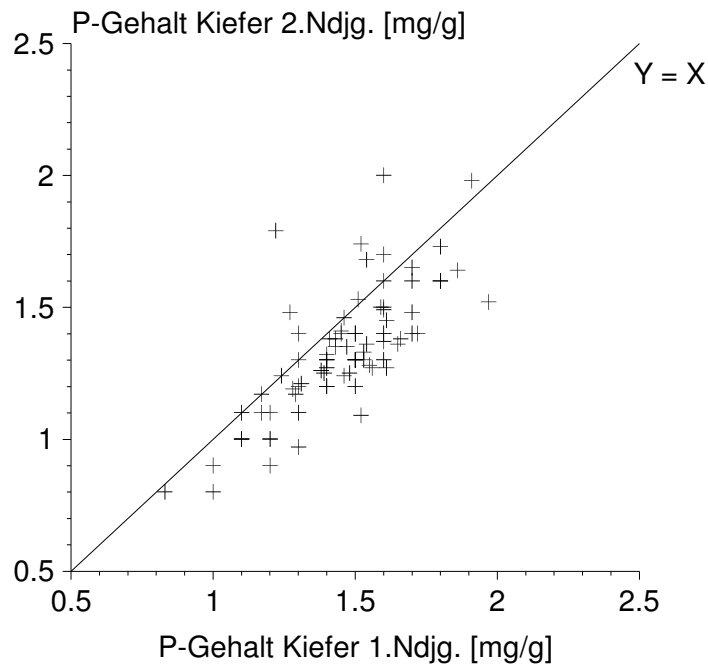


Abb.54: Gegenüberstellung der P-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93)

Die kartographische Darstellung der P-Versorgung (vgl. Bd.2, VIII/1) zeigt keine räumliche Differenzierung, *mittlere* bis *sehr geringe* Gehalte sind meist unmittelbar benachbart. Hervorhebenswert ist allenfalls das gehäufte Auftreten *sehr geringer* Gehalte in weiten Teilen Mecklenburg-Vorpommerns und Sachsen-Anhalts.

Auch die Stratifizierung der P-Gehalte läßt praktisch keine Differenzierung zwischen den unterschiedlichen Substraten, Bodentypen und Humusformen erkennen (Tab.27). Alle Gruppenmediane befinden sich im Bereich *geringer* P-Ernährung mit Ausnahme der sauren Magmatite und Metamorphite (Substratgruppe 8), die eine *mittlere* P-Versorgung aufweisen. Dieser Befund deckt sich mit den Ergebnissen für Fichte (Kap.5.3.1.1).

Tab.27: Stratifizierung der P-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
P Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	1.3	1.3	1.3	1.4	1.4	1.4	1.5

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp				
P Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	1.4	1.3	1.3	1.4	1.4

	Humusform				
P Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	1.3	1.2	1.4	1.4	1.4

Kalium

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 3.5 mg/g TS	3.5 - 4.0 mg/g TS	4.0 - 5.0 mg/g TS	5.0 - 7.0 mg/g TS	> 7.0 mg/g TS

Die Kaliumversorgung der Kiefer ist im Durchschnitt (Median) *hoch*. Der Median beträgt im 1. Nadeljahrgang 5.2 mg/g. *Sehr geringe* und *geringe* K-Gehalte treten mit Häufigkeiten von nur 0.4 % bzw. 3.3 % in Erscheinung, so daß insgesamt von einer guten Kaliumernährung der Kiefern auszugehen ist (vgl. Bd.2, VIII/1). Abb.55 zeigt, daß die Gehalte im 1. Nadeljahrgang im allgemeinen über denen des 2. Nadeljahrgangs liegen, ein Befund, der auch für die Fichte beschrieben wurde, und auf die hohe Mobilität des Kalium zurückzuführen ist. (Kap.5.3.1.1).

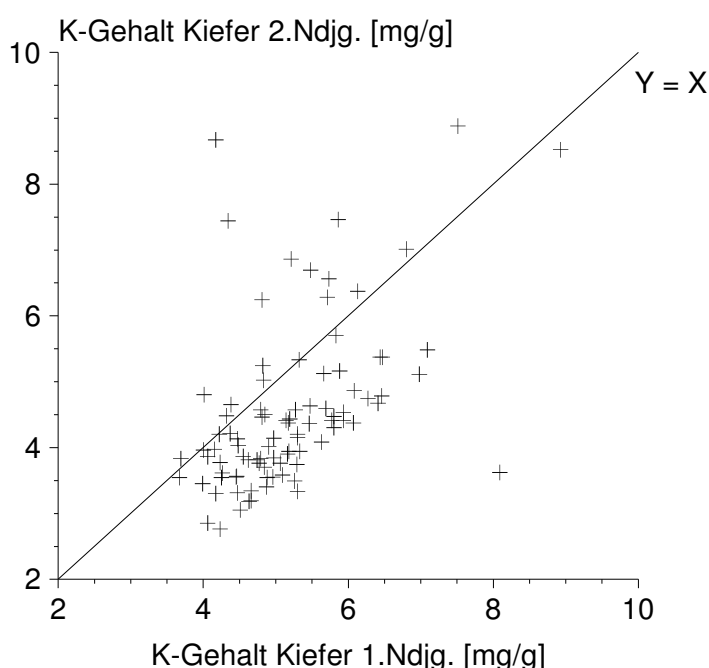


Abb.55: Gegenüberstellung der K-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93)

Die räumliche Verteilung der Kaliumbewertungsstufen zeigt nur schwache regionale Unterschiede (Bd.2, VIII/1). Es treten *geringe* K-Werte in allen Waldgebieten punktuell auf, wobei ein Häufigkeitsschwerpunkt im Gebiet der Schwäbisch-Fränkischen Alb erkennbar ist. Auf diesem carbonathaltigen Substrat dürfte es sich um die Folge von K/Ca-Antagonismen handeln. Eine gewisse räumliche Differenzierung läßt sich auch bei der Betrachtung der *hohen* und *sehr hohen* Werte finden. Diese treten verstärkt in Nordostdeutschland auf. Auch im 2. Nadeljahrgang finden sich in Brandenburg *hohe* und sogar *sehr hohe* Versorgungsgrade, was auf den in diesem Gebiet vorherrschenden silikatarmen pleistozänen Sanden nicht unbedingt zu erwarten und möglicherweise als Hinweis auf atmogene Kaliumeinträge (Stäube, Flugaschen) zu interpretieren ist.

Die stratifizierten Mediane der K-Gehalte liegen in allen Gruppen im Bereich *mittel* bis *hoch* (Tab.28). Die minimalen Werte werden für Substratgruppe 1 (carbonathaltiges Ausgangsmaterial) bzw. für die Humusform Mull ermittelt. Auch in diesem Befund dürfte sich die Konkurrenzierung des Kalium durch Calcium (K/Ca-Antagonismus) widerspiegeln. Möglicher-

weise reagiert die Kiefer diesbezüglich sensibler, als die Fichte, für die eine vergleichbare Gruppendifferenzierung weniger deutlich ist.

Tab.28: Stratifizierung der K-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

Substratgruppe							
K Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	4.6	4.8	5.3	4.7	5.0	5.4	5.4

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Bodentyp					
K Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	5.2	5.2	4.8	5.3	5.3

Humusform					
K Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	4.7	5.5	5.1	5.2	5.2

Calcium

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 2.0 mg/g TS	2.0 - 2.6 mg/g TS	2.6 - 3.3 mg/g TS	3.3 - 4.0 mg/g TS	> 4.0 mg/g TS

Die Calciumgehalte der Kiefernadeln variieren im 1. Nadeljahrgang zwischen *sehr gering* und *sehr hoch* mit einem Häufigkeitsmaximum im Bereich *gering* bis *mittel*. Der Median beträgt 2.7 mg/g (1. Ndjg.) bzw. 4.7 mg/g (2. Ndjg.). Die Gehalte im 1. Nadeljahrgang werden zu 8 %, die im 2. Nadeljahrgang hingegen zu 74 % als *sehr gering* eingestuft. Eine der Ursachen für diese starke Diskrepanz sind die nicht identischen Stichproben des 1. und 2. Nadeljahrgangs (Bd.2, VIII/1). Die Beurteilung des 2. Nadeljahrgangs bezieht sich nur auf die Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Brandenburg, in denen die Ca-Versorgung auch auf der Basis des 1. Nadeljahrgangs schlechter als in der Gesamtstichprobe zu bewerten ist.

Der Vergleich von 1. und 2. Nadeljahrgang verdeutlicht wie schon bei der Fichte den altersmäßigen Anstieg der Calciumgehalte, wobei auch bei der Kiefer die Unterschiede mit zunehmenden Werten größer werden (Abb.56).

Die regionale Verteilung der Ca-Bewertungsstufen läßt keinerlei Muster erkennen. Es sind häufig *geringe* und *hohe* Werte unmittelbar benachbart (Bd.2, VIII/1).

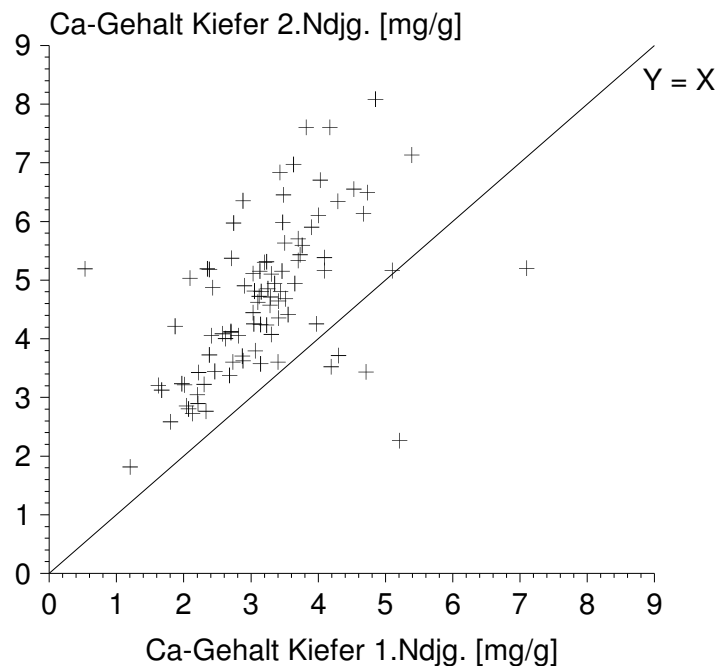


Abb.56: Gegenüberstellung der Ca-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93)

Tab.29: Stratifizierung der Ca-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Ca Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	3.5	3.0	3.0	2.7	2.6	2.7	2.7

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp				
Ca Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	2.7	2.5	2.7	2.7	3.1

	Humusform				
Ca Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	3.0	3.3	3.0	2.7	2.5

Bei der Stratifizierung nach Substraten ergeben sich erwartungsgemäß Maximalwerte für Substratgruppe 1, dem carbonathaltigen Ausgangsmaterial. Die Versorgung auf diesem Substrat wird als *hoch* bewertet. Zwischen allen anderen Substraten sind hingegen keine nennenswerten Unterschiede zu erkennen.

Überraschend ist, daß für Podsole in Nordostdeutschland der höchste Medianwert aller Bodentypen ermittelt wird. Dieser liegt im Bereich einer *mittleren* Versorgung. Es zeigt sich hier wiederum, daß eine Differenzierung der Ernährung nach pedogenetischen Kriterien nicht zu plausiblen Ergebnissen führt, wenn der Bodenchemismus und die Nährstoffverfügbarkeit durch externe Faktoren (atmogener Stoffeintrag) überlagert werden. In diesem konkreten Fall

könnten basische Staubeinträge, deren Einflüsse sich profilmorphologisch noch nicht erkennen lassen, zu einer Verbesserung der Ca-Ernährungsbedingungen auf Podsolen geführt haben.

Bei der Stratifizierung nach Humusformen erweisen sich die Kiefern auf Rohhumus indes erwartungsgemäß als am geringsten versorgt. Möglicherweise haben eintragsbedingte Bodenveränderungen, die sich in der Profilansprache des Mineralbodens noch nicht äußern, bereits zu makroskopisch erkennbaren Veränderungen der Humusaufgabe geführt. Die geringeren Ca-Gehalte auf Rohhumus bei gleichzeitig erhöhten Werten auf Podsol geben vor allem Hinweise auf eintragsbedingte Diskrepanzen zwischen Humusform und Bodentyp. Die Gegenüberstellung von Bodentypen und Humusformen in Kap.5.2.2 zeigte, daß die auf Podsolen auftretenden Humusformen vorwiegend als typische und rohhumusartige Moder sowie Rohhumus angesprochen wurden.

Magnesium

	<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
1. Ndjg.	< 0.75 mg/g TS	0.75 - 1.00 mg/g TS	1.00 - 1.25 mg/g TS	1.25 - 1.50 mg/g TS	> 1.5 mg/g TS
2. Ndjg.	< 0.30 mg/g TS	0.30 - 0.70 mg/g TS	0.70 - 1.00 mg/g TS	1.00 - 1.25 mg/g TS	> 1.25 mg/g TS

Die Magnesiumgehalte der Kiefernadeln liegen zu 18 % im Bereich *sehr gering* und zu 43 % im Bereich *gering* Ernährung (Bd.2, VIII/1). Die durchschnittliche Magnesiumversorgung ist mit 0.94 mg/g (Median, 1. Ndjg.) ebenfalls *gering*.

Auf der Grundlage der Werte des 2. Nadeljahrgangs ergeben sich noch ungünstigere Verhältnisse. Es werden danach 56 % der Kiefernbestände als *sehr gering* versorgt eingestuft. Dieser Befund bezieht sich jedoch nur auf die für die Bundesländer Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Brandenburg vorliegenden Analysedaten.

Da keine Algorithmen zur integrierenden Bewertung der Gehalte im 1. und 2. Nadeljahrgang - vergleichbar mit dem Bewertungsansatz für Fichte (Kap.5.3.1.1) - vorliegen, sollten hier nur die Werte des 1. Nadeljahrgangs interpretiert werden. Diese liegen im Durchschnitt um 26 % über denen des 2. Nadeljahrgangs (Abb.57), wobei eine systematische Abhängigkeit der Verlagerungsintensität von der Höhe des Mg-Gehaltes in der hier berücksichtigten (knappen) Stichprobe nicht zu erkennen ist.

Es zeigen sich einige regionale Unterschiede in der Magnesiumversorgung (Bd.2, VIII/1). So tritt im Gebiet der Fränkischen Alb eine Häufung von Punkten mit *sehr hohen* Mg-Gehalten deutlich hervor. *Sehr geringe* Werte häufen sich in den Gebieten Pfälzerwald und Spessart.

Die Übersicht in Tab.30 zeigt, daß dieses räumliche Muster in erster Linie substratbedingt ist. So findet sich der höchste Gruppenmittelwert in Substratgruppe 1, den kalkhaltigen Substraten. In diese Gruppe fallen auch die maximal mit Magnesium versorgten Kiefern der Fränkischen Alb (Dolomitstandorte). Die am schlechtesten versorgten Kiefern sind die der Substratgruppe 5 (Sandsteine), was die Häufung *sehr gering* Gehalte im Pfälzerwald und Spessart erklärt.

Zwischen den Bodentypen lassen sich keinerlei Gruppenunterschiede der Mg-Gehalte erkennen.

Bei den Humusformen unterscheiden sich zumindest die Kiefern auf Mull-Standorten durch eine günstigere Ernährung von den anderen. Die Bewertung des Gruppenmittelwertes von Mull ist *hoch*, gegenüber *gering* der anderen Humusformen.

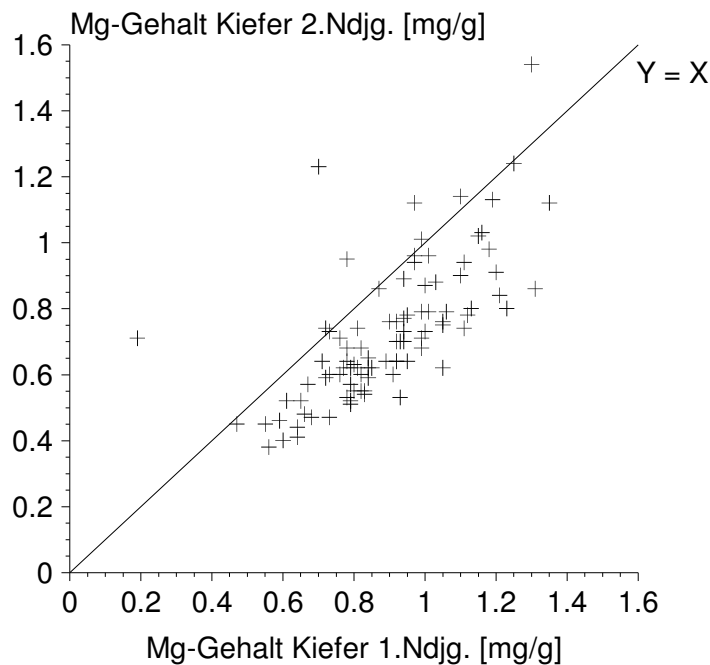


Abb.57: Gegenüberstellung der Mg-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93)

Tab.30: Stratifizierung der Mg-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Mg Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	1.4	1.1	0.9	0.9	0.7	1.0	0.9

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp				
Mg Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	0.9	0.9	0.9	0.9	0.9

	Humusform				
Mg Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	1.3	1.0	0.9	0.9	0.9

5.3.2.2 Spurennährelemente Kiefernadeln (Mn, Fe, Cu, Zn)

Mangan

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.05 mg/g TS	0.05 - 1.00 mg/g TS	1.00 - 2.00 mg/g TS	2.00 - 4.00 mg/g TS	> 4.0 mg/g TS

Die Mangangehalte der Kiefernadeln liegen überwiegend im Bereich *gering* (74 % der Bestände) und *mittlerer* Versorgung (23 % der Bestände). Der Median beträgt 0.68 mg/g im 1. Nadeljahrgang. Die 2-jährigen Nadeln weisen höhere Mn-Werte auf als die 1-jährigen (Abb.58). Manganmangel (Bewertungsstufe: *sehr gering*) könnte auf 2.6 % der Bestände eine Rolle spielen. *Sehr hohe* und *hohe* Werte treten nur bei 0.6 % der Kiefernbestände auf. Hierbei sollte allerdings berücksichtigt werden, daß für Kiefer und Fichte derselbe Bewertungsmaßstab herangezogen wird, obwohl sich die beiden Baumarten offensichtlich physiologisch in ihrer Mn-Aufnahme unterscheiden. Die Kiefer weist bei vergleichbaren Standortsbedingungen grundsätzlich kleinere Mn-Gehalte als die Fichte auf (vgl. Kap.5.3.4). Es erscheint eine baumartenspezifische Modifikation des Bewertungsmaßstabes für Mangan erforderlich.

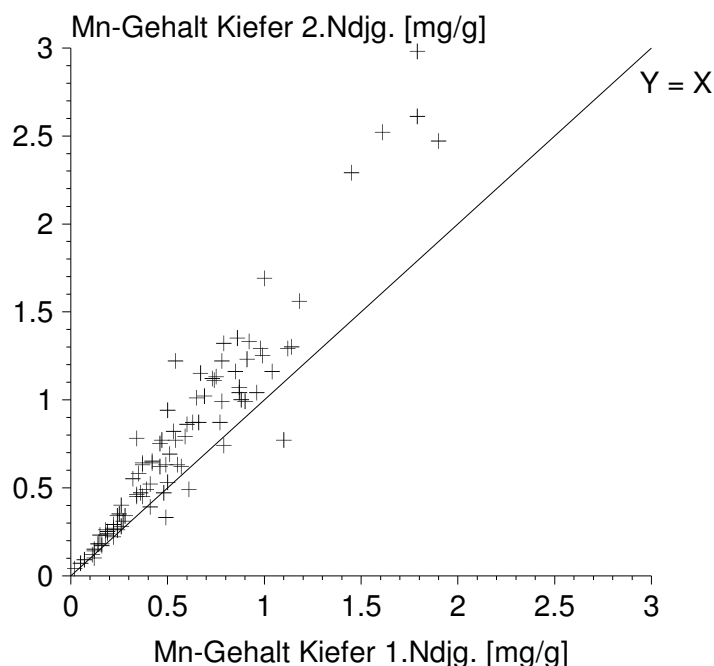


Abb.58: Gegenüberstellung der Mn-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93)

Da die Manganernährung im wesentlichen nur zwischen *geringen* und *mittleren* Werten variiert, führt die kartenmäßige Darstellung der Bewertungsstufen zu keinen hervorhebenswerten räumlichen Strukturen. Die Stratifizierung nach Substrat, Bodentyp und Humusform zeigt indes Gruppenunterschiede, die im wesentlichen die für die Fichte ermittelten Ergebnisse bestätigen (Kap.5.3.1.2) und die Abhängigkeit der Manganernährung von der Manganverfügbarkeit im Boden widerspiegeln. Die Kiefern auf carbonathaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe 1) befinden sich mit durchschnittlich 0.09 mg/g an der Untergrenze *gering*

Versorgung. Die geringen Werte auf Podsol sind bodengenetisch bedingt. Hier spielt die bereits für Fichte erläuterte Manganverarmung im Laufe der Bodenentwicklung eine Rolle (vgl. Kap.5.3.1.2). Der Befund, daß Mangan allenfalls innerhalb homogener geo-/ pedo-genetischer Gruppen als Indikator aktueller Bodenversauerung herangezogen werden kann, bestätigt sich mithin erwartungsgemäß auch für die Kiefer.

Tab.31: Stratifizierung der Mn-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

Substratgruppe							
Mn Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	0.09	0.83	0.75	0.76	0.79	0.51	0.79

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

Bodentyp					
Mn Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	0.78	0.51	0.73	0.74	0.36

Humusform					
Mn Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	0.11	0.88	0.74	0.73	0.59

Eisen

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.02 mg/g TS	0.02 - 0.05 mg/g TS	0.05 - 0.10 mg/g TS	0.10 - 0.50 mg/g TS	> 0.50 mg/g TS

Die Eisengehalte der Kiefernadeln werden überwiegend als *mittel* (38 % der Bestände) und *hoch* (53 % der Bestände) eingestuft. Der Median liegt im 1. Nadeljahrgang bei 0.12 mg/g. Auf nur 0.9 % der Bestände finden sich *sehr geringe* Werte, die einen möglichen Eisenmangel anzeigen (vgl. Bd.2, VIII/2).

Die kartenmäßige Darstellung der Bewertungsstufen läßt ein deutliches Nord-Süd-Gefälle erkennen, wobei die Fe-Gehalte im Norddeutschen Tiefland durchweg *hoch* bis *sehr hoch* sind gegenüber fast ausschließlich *mittleren* Gehalten bei den Kiefern in Bayern und Rheinland-Pfalz (Bd.2, VIII/2). Eine Erklärung für dieses großräumige Muster steht noch aus. Es sollte geprüft werden, ob methodische Inhomogenitäten eine Rolle spielen.

Die substratspezifische Gruppierung spiegelt diese räumliche Differenzierung insofern wider, als die im Tiefland hauptsächlich vertretenen armen Sande (Substratgruppe 6) bzw. reicheren Sande und Sandlöss (Substratgruppe 3) im Durchschnitt *hohe* Fe-Gehalte aufweisen (Tab.32). Auffallend ist, daß sich Substratgruppe 1 (carbonathaltiges Ausgangsgestein) nicht erwartungsgemäß durch niedrigere Werte auszeichnet. Die Stratifizierungen der Fe-Gehalte nach Bodentypen und Humusform zeigen keine kausal interpretierbaren Gruppenunterschiede, was vor dem Hintergrund des dominierenden regionalen Gradienten verständlich ist.

Tab.32: Stratifizierung der Fe-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Fe Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	0.09	0.18	0.20	0.08	0.08	0.20	0.08

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp				
Fe Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	0.11	0.20	0.09	0.29	0.14

	Humusform				
Fe Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohhumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	0.08	0.16	0.12	0.10	0.11

Kupfer

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.002 mg/g	0.002 - 0.003 mg/g	0.003 - 0.005 mg/g	0.005 - 0.007 mg/g	> 0.007 mg/g

Die Kupfergehalte der Kiefernadeln liegen im Durchschnitt mit 0.004 mg/g (Median) im *mittleren* Bereich (vgl. Bd.2, VIII/2). Es treten *mittlere* Werte bei 73 % der Bestände auf. Ein möglicher Mangel (Bewertungsstufe *sehr gering*) kann bei 6.5 % der Bestände eine Rolle spielen.

Zink

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.015 mg/g TS	0.015 - 0.03 mg/g TS	0.03 - 0.05 mg/g TS	0.05 - 0.07 mg/g TS	> 0.07 mg/g TS

Die Zinkgehalte der 1-jährigen Kiefernadeln bewegen sich im wesentlichen in der Spanne zwischen *mittleren* und *hohen* Werten (65 bzw. 30 % der Bestände). Der Median liegt bei 0.05 mg/g (Bd.2, VIII/1). In den 2-jährigen Nadeln liegen die Werte überwiegend im Bereich *hoher* Gehalte (46 % der Bestände). Zinkmangel dürfte aufgrund dieser Daten für die Kiefer im Gegensatz zur Fichte keine Rolle spielen.

Die kartenmäßige Darstellung der Bewertungsstufen zeigt tendenziell, daß sich *hohe* Werte schwerpunktmäßig in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen häufen. Ansonsten befinden sich *geringe* und *hohe* Werte oft in unmittelbarer Nachbarschaft (Bd.2, VIII/2).

Die Stratifizierung der Zinkgehalte nach Substrat, Bodentyp und Humusform führt zu keinen eindeutigen Ergebnissen (Tab.33). Allenfalls zeigt sich tendenziell auf den eher sauren Standorten (Bodentyp: Podsol, Humusform: Rohhumus) sowie auf carbonathaltigem Ausgangsgestein (Substratgruppe 1) eine erhöhte Zinkernährung, die im ersten Fall auf bessere

Zn-Verfügbarkeit bei niedrigem pH-Wert und im zweiten Fall wahrscheinlich auf höhere Gehalte im Substrat zurückzuführen ist. Da die Zinkverfügbarkeit im Boden zudem vom atmosphärischen Zn-Eintrag abhängen dürfte, ist eine weitergehende Differenzierung zwischen den in Tab.33 dargestellten Straten kaum zu erwarten.

Tab.33: Stratifizierung der Zn-Gehalte von Kiefernadeln nach Substratgruppen, (Haupt-)Bodentypen und (Haupt-)Humusformen

	Substratgruppe						
Zn Median	1 (n=18)	2 (n=28)	3 (n=35)	4 (n=34)	5 (n=83)	6 (n=116)	8 (n=27)
mg/g 1. Ndjg.	0.049	0.041	0.051	0.039	0.042	0.048	0.046

1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

	Bodentyp				
Zn Median	Braunerde (n=205)	Gley (n=27)	Pseudogley (n=25)	Regosol (n=16)	Podsol (n=42)
mg/g 1. Ndjg.	0.045	0.050	0.041	0.044	0.054

	Humusform				
Zn Median	Mull (n=21)	mullartiger Moder (n=9)	typischer Moder (n=119)	rohumusart. Moder (n=77)	Rohhumus (n=87)
mg/g 1. Ndjg.	0.048	0.045	0.046	0.046	0.047

5.3.2.3 Andere Elemente Kiefernadeln (Si, Na, S, Cl, Cd, Pb)

Silicium

Die Siliciumgehalte der Kiefernadeln sind im 1. und 2. Nadeljahrgang nahezu identisch (Median 1.75 mg/g) (vgl. Bd.2, VIII/3). Auffallend ist der große Unterschied zu dem für 3-jährige Fichtennadeln ermittelten Medianwerte von 10.4 mg/g. Grenzwerte für eine beginnende Unterversorgung sind für Silicium nicht bekannt.

Natrium

Die Natriumgehalte der 1-jährigen Kiefernadeln liegen im Mittel bei 0.067 mg/g (vgl. Bd.2, VIII/3) und sind damit etwa dreimal höher als die der Fichte, was auf die unterschiedlichen Verbreitungsgebiete zurückzuführen sein könnte (Meeresentfernung).

Schwefel

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.05 mg/g TS	0.05 - 1.0 mg/g TS	1.0 - 1.2 mg/g TS	1.2 - 1.4 mg/g TS	> 1.4 mg/g TS

Die Schwefelgehalte der Kiefernadeln variieren im 1. Nadeljahrgang zwischen *geringen* und *sehr hohen* Werten mit einem deutlichen Häufigkeitsmaximum im Bereich *sehr hoher* Werte (53 % der Bestände) (vgl. Bd.2, VIII/3). Der Median befindet sich mit 1.4 mg/g an der Grenze zwischen den Bewertungsstufen *hoch* und *sehr hoch*.

Die S-Gehalte des 2. Nadeljahrgangs (nur Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Brandenburg) befinden sich ausschließlich in den Bewertungsstufen *hoch* (13 % der Bestände) und *sehr hoch* (87 %).

Die Beurteilung potentieller S-Belastungen durch Immissionen anhand des von FÜRST (1992) vorgeschlagenen kombinierten Bewertungsschemas für 1- und 2-jährige Nadeln (vgl. Kap.5.3.1.3) ergibt für die Länder Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Brandenburg das in Abb.59 graphisch dargestellte Ergebnis. Es befinden sich alle untersuchten Kiefernbestände der genannten Bundesländer deutlich im Bereich eines nachgewiesenen Schwefeleinflusses.

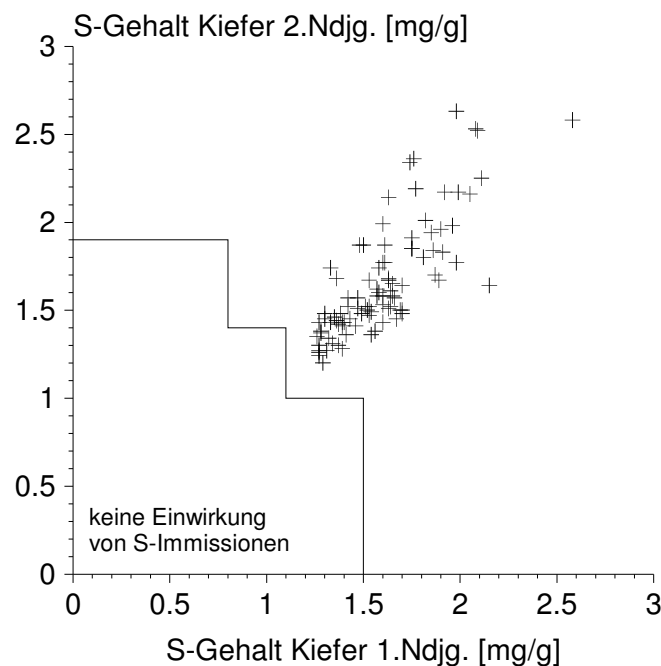


Abb.59: Gegenüberstellung der S-Gehalte des 1. und 2. Nadeljahrgangs von Kiefern (n = 93) und Bereich natürlicher S-Gehalte nach FÜRST (1992)

Die räumliche Verteilung der Schwefelbewertungsstufen ergibt entsprechend der geringen Variationsbreite der S-Gehalte ein relativ homogenes Bild (Bd.2, VIII/3). *Mittlere* Werte im 1. Nadeljahrgang treten vereinzelt nur in Bayern und Rheinland-Pfalz auf. Im übrigen treten ausschließlich *hohe* und *sehr hohe* Werte in Erscheinung.

Chlor

Die Chlorgehalte der 1-jährigen Kiefernadeln liegen im Durchschnitt (Median) bei 0.39 mg/g. Der Grenzwert der „Österreichischen Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen“ (Österr. BML 1984) von 1 mg/g, wird von 5 % der Kiefernbestände überschritten. Bei diesen Beständen kann auf einen Immissionseinfluß geschlossen werden.

Cadmium

Die Cadmiumgehalte in 1-jährigen Kiefernadeln liegen im Durchschnitt (Median) bei 0.19 mg/kg. Als toxische Schwelle werden in der Literatur Werte um 3 mg/kg angegeben (vgl. BURSE & SCHRAMM 1996). Dieser Wert wird von ca. 15 % der untersuchten Kiefernbestände überschritten.

Blei

Die Bleigehalten 1-jähriger Kiefernadeln liegen im Durchschnitt (Median) bei 2.9 mg/kg (Bd.2, VIII/3). Der Bereich der in der Literatur für Kiefer angegebenen Normalgehalte (< 5.0 mg/kg) wird von 13 % der untersuchten Bestände überschritten. Beachtenswert ist, daß es sich bei den extrem erhöhten Gehalten (Maximalwert: 32 mg/kg) nicht um einzelne Ausreißer handelt, sondern daß sich die Werte über der 90-Perzentile nahezu gleichmäßig über die breite Spanne von ca. 6 mg/kg bis 32 mg/kg verteilen.

5.3.3 Buche

Eine Interpretation der analysierten Buchen-Blattproben ist schon aufgrund des geringen Stichprobenumfanges (n=75) nur eingeschränkt möglich. Hinzu kommt, daß die 75 Stichprobenpunkte nicht gleichmäßig über das Inventurgebiet verteilt sind, sondern ausschließlich aus den Ländern Niedersachsen, Brandenburg und Bayern stammen. Sie spiegeln somit die in diesen Ländern gültige Elementversorgung wider und sind nicht unbedingt repräsentativ für das gesamte Bundesgebiet. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl können substratspezifische Unterschiede in der Elementversorgung bestenfalls für die Substratgruppen 1 (n=11), 2 (n=21), 3 (n=11) und 5 (n=22) abgeschätzt werden. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen sollen die wichtigsten Inventurergebnisse jedoch für sich allein und im folgenden Kapitel in Verbindung mit den Ergebnissen der anderen Baumarten kurz dargestellt werden. Die Häufigkeitsverteilungen und kartographischen Darstellungen der Bewertungsklassen finden sich in Bd.2, IX/1-3.

5.3.3.1 Hauptnährelemente Buchenblätter (N, P, K, Ca, Mg)

Stickstoff

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 18 mg/g TS	18 - 20 mg/g TS	20 - 22 mg/g TS	22 - 25 mg/g TS	> 25 mg/g TS

Der Median der N-Gehalte liegt bei 24.3 mg/g. Der überwiegende Anteil der untersuchten Buchenblätter (86 %) weist mit Stickstoffanteilen über 22 mg/g *hohe* bis *sehr hohe* N-Gehalte auf. Stickstoffmangel (<15,5 mg/g) ist jedoch auf keinem der untersuchten Buchen-Standorte zu erkennen.

Phosphor

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 1.0 mg/g TS	1.0 - 1.3 mg/g TS	1.3 - 1.5 mg/g TS	1.5 - 1.7 mg/g TS	> 1.7 mg/g TS

Im Gegensatz zu der auf fast allen untersuchten Standorten reichlichen N-Versorgung der Buche, wird durch P-Gehalte von durchschnittlich nur 1.2 mg/g (Median) eine Tendenz zu *geringer* P-Verfügbarkeit aufgezeigt. Auffällig ist jedoch eine regionale Differenzierung in Standorte mit überwiegend *geringer* P-Versorgung in Niedersachsen und eher *mittlerer* bis *hoher* Versorgung in Bayern, die nicht auf substratbedingte Unterschiede zurückgeführt werden kann.

Kalium

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 5.0 mg/g TS	5.0 - 5.5 mg/g TS	5.5 - 6.5 mg/g TS	6.5 - 7.5 mg/g TS	> 7.5 mg/g TS

Die Kaliumgehalte der untersuchten Buchenblätter streuen über den gesamten Bewertungsrahmen, wobei die Mehrzahl der Proben auf eine ausreichend hohe (*mittlere* bis *sehr hohe*) K-Versorgung hinweist. Der Median liegt bei 6.6 mg/g. Auf 15 % der untersuchten Flächen scheint aber die Kaliumaufnahme nicht mehr ausreichend gewährleistet zu sein, so daß besonders in Verbindung mit den verbreitet hohen N-Gehalten Kalium-Mangelsymptome auftreten können. Geringe K-Gehalte in Buchenblättern gehen fast ausnahmslos einher mit hohen Ca-Gehalten (K/Ca-Antagonismus). Entsprechend weist die Stratifizierung nach Substratgruppen erwartungsgemäß deutlich niedrigere K-Gehalte für die Gruppen 1 (Kalkstandorte) und 2 (im Oberboden entkalkte Lockersedimente auf karbonathaltigen Substraten) aus.

Calcium

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 4.0 mg/g TS	4.0 - 5.0 mg/g TS	5.0 - 7.0 mg/g TS	7.0 - 8.5 mg/g TS	> 8.5 mg/g TS

Auch die Calciumernährung der Buchen schwankt in einem weiten Rahmen mit überwiegend *mittleren* bis *sehr hohen* Ca-Gehalten (ca. 80 % der Proben > 5.0 mg/g Ca). Der Median liegt bei 7.8 mg/g. Sehr hohe Ca-Anteile treten erwartungsgemäß vor allem auf Substraten der Gruppen 1 und 2 auf. Buchen mit den höchsten Ca-Gehalten in der Blattmasse sind jedoch häufig nur gering K-versorgt (K/Ca-Antagonismus). Immerhin 13 % der Proben haben *sehr geringe* Ca-Gehalte.

Magnesium

<i>sehr gering</i>	<i>gering</i>	<i>mittel</i>	<i>hoch</i>	<i>sehr hoch</i>
< 0.7 mg/g TS	0.7 - 0.8 mg/g TS	0.8 - 1.0 mg/g TS	1.0 - 1.4 mg/g TS	> 1.4 mg/g TS

Die statistische Auswertung der Mg-Gehalte zeigt Ähnlichkeiten mit den Ca-Gehalten. Die Mg-Gehalte weisen auf $\frac{3}{4}$ der Standorte auf eine *mittlere* bis *sehr hohe* Mg-Versorgung (> 0.8 mg/g) hin. Der Median liegt bei 1.1 mg/g. *Sehr hohe* Mg-Anteile treten überwiegend auf Substraten der Gruppen 1 und 2 auf. Andererseits sind für 15 % der Proben nur *sehr geringe* Mg-Gehalte ermittelt worden.

5.3.3.2 Spurennährelemente Buchenblätter (Mn, Fe, Cu, Zn)

Mangan

Bewertung der Mn-Gehalte nach v. d. BURG: Mangel: < 0.06 mg/g TS
(zit. in: BÜTTNER et al. 1993) normal: 0.1 - 1.85 mg/g TS

Die Mangan-Gehalte der analysierten Buchenblätter liegen im Durchschnitt (Median) bei 1.27 mg/g und damit nach v. d. BURG im Bereich normaler Mn-Versorgung. Mn-Mangel ist nicht zu beobachten. Vielmehr weisen etwa 30 % der Blattproben auf einen erhöhten Mn-Versorgungszustand hin. Die Stratifizierung nach Substratklassen ergibt eine deutliche Zunahme der Mn-Gehalte von Gruppe 1 (Kalkstandorte) zu Gruppe 3 (umgelagerte kalkfreie Lockersedimente) und Gruppe 5 (quarzreiche Ausgangsgesteine und ihre Verwitterungs- oder Decklehme). Substratgruppe 5 zeigt mit deutlich höheren Mn-Gehalten Anzeichen für eine erhöhte Mn-Verfügbarkeit infolge atmogener Säureeinträge.

Eisen

Bewertung der Fe-Gehalte nach v. d. BURG: normal: 0.15 - 0.26 mg/g TS
(zit. in: BÜTTNER et al. 1993)

Die Fe-Gehalte der Buchenblätter sind bis auf wenige Ausnahmen gering. Sie unterschreiten zu 90 % die untere Grenze des Normalbereiches nach v. d. BURG. Nach HOFMANN & KRAUSS (1988) zeigen Fe-Gehalte < 0.17 mg/g bereits eine mangelhafte Fe-Versorgung an. Dies wäre für rund 90 % der untersuchten Stichproben der Fall. Aufgrund der standörtlichen Ausstattung erscheint dies nicht plausibel. Eine Überprüfung der Analyseverfahren zeigte keine Unstimmigkeiten, so daß eine Überprüfung der Grenzwerte anzuraten ist.

Kupfer, Zink

Die Kupfergehalte der Buchenblätter liegen bis auf wenige Extremwerte im Bereich von 0.005 - 0.008 mg/g (Median=0.0067 mg/g).

Der überwiegende Anteil der Buchenblätter weist einen Zn-Gehalt von 0.018 - 0.038 mg/g (Median=0.028 mg/g) auf.

5.3.3.3 Andere Elemente Buchenblätter (Si, S, Cl, Cd, Pb)

Silicium

Die Siliciumgehalte der Buchenblätter liegen im Durchschnitt (Median) bei 7.47 mg/g. Die Stratifizierung nach Substratgruppen ergab bis auf auffällig geringe Si-Gehalte (Median = 4.51 mg/g) in Buchenblättern der Substratgruppe 1, d.h. den Kalkstandorten, keine Differenzierung.

Schwefel

Bewertung der S-Gehalte von Buchenblättern

Mangel:	< 1.15	mg/g TS	(nach HOFMANN & KRAUSS 1988)
normal:	2.0 - 2.3	mg/g TS	(nach v. d. BURG in: BÜTTNER et al. 1993)
Immissionseinfluß ab:	0.8	mg/g TS	(nach FÜRST 1992)

Die Schwefelgehalte der beprobten Buchenblätter liegen in einem relativ engen Rahmen von 1.35 bis 2.42 mg/g (Median = 1.87). Mithin sind die Schwefelgehalte - gemessen an dem Bewertungsmaßstab von v. d. BURG - als mäßig bis normal einzuschätzen. Allerdings übersteigen alle Proben deutlich den Schwefelgrenzwert, der analog zur „Österreichischen Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen“ von FÜRST (1992) für die Baumart Buche aufgestellt wurde. Somit unterliegen alle untersuchten Buchenflächen den Einwirkungen von Schwefelimmisionen.

Chlor

Die Chlorgehalte der Buchenblätter liegen im Durchschnitt bei 0.46 mg/g. Der Grenzwert der „Österreichischen Bundesverordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen“ von 1 mg/g wird auf 10 % der Stichprobenpunkte überschritten. Dort kann auf einen Immissionseinfluß geschlossen werden.

Cadmium

Die Cadmiumgehalte der Buchenblätter liegen im Durchschnitt bei 0.09 mg/kg. Eine deutlich abgegrenzte Gruppe (10 %) weist Cd-Gehalte über 3 mg/kg auf. Hier ist mit einer potentiellen Beeinträchtigung physiologischer Prozesse zu rechnen.

Blei

Die Bleigehalte in Buchenblättern liegen im Durchschnitt bei 1.9 mg/kg.

5.3.4 Zusammenschau

Die wesentlichen Ergebnisse der häufigkeitsstatistischen Analysen der Nadel- und Blattproben sind in Tab.34 wiedergegeben. Im folgenden werden die Hauptaussagen der baumartenspezifischen Untersuchungen (Kap.5.3.1 bis Kap.5.3.3) für die einzelnen Elemente unter den Gesichtspunkten

- Mangel
- Überschuß
- Belastung
- kausale, geo-/ pedogenetische Muster
- räumliche Muster
- Besonderheiten

zusammengefaßt. Die Befunde „Elementmangel“ bzw. „Elementüberschuß / Belastung“ korrespondieren im folgenden mit den Bewertungsstufen *sehr gering* bzw. *sehr hoch*. Die Diagnose von Mangel- oder Überschusssituationen ist mithin eng an die überregionale **Gültigkeit der hier verwendeten Bewertungsrahmen** gebunden. Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß die Referenzwerte dieser Schätzrahmen nicht immer stimmig sind. **Die nachfolgenden Kernaussagen sind als ein erster Versuch einer überregionalen Bewertung der Elementversorgung von Fichten, Kiefern und Buchen zu betrachten. Einige Befunde müssen unbedingt verifiziert werden (vgl. auch Kap.6.2). Für vertiefende Auswertungen zur Überprüfung bzw. Ableitung von Referenzwerten erscheint das breit gefächerte BZE-Material besonders geeignet.**

Absolute Elementgehalte

Stickstoff

Die Stickstoffversorgung ist bis auf die Regionen Baden-Württemberg, Bayerische Alpen und Thüringer Wald reichlich bis überreichlich. Es existiert ein Nord-Süd-Gefälle, welches durch geo-/ pedogenetische Eigenschaften nicht zu erklären ist. Für Kiefernstandorte existieren Anzeichen für einen N-Überschuß, d.h. höhere N-Gehalte in 2- als 1-jährigen Kiefernadeln bei gleichzeitig hoher N-Versorgung, für 55 % der Probepunkte. Auch für die Baumart Fichte zeigt sich ein N-Überschuß in den Regionen Schleswig-Holstein, Harz, Erz- und Fichtelgebirge. Bemerkenswert sind die gegenüber den Nadelbaumarten deutlich höheren N-Gehalte in Buchenblättern (vgl. Tab.34).

Phosphor

Für alle untersuchten Baumarten weisen die Analyseergebnisse - bis auf wenige regionale Ausnahmen (z.B. Buche in Bayern) - auf eine flächendeckende Phosphorunterversorgung hin. Die Differenzierung nach geo-/ pedogenetischen Eigenschaften ist unscharf, lediglich Fichten der Substratgruppe 8 (saure Magmatite und Metamorphite) weisen im Durchschnitt eine deutlich höhere, mittlere P-Versorgung auf.

Kalium

Anzeichen für potentiellen K-Mangel wurden für alle Baumarten festgestellt, jedoch seltener und punktuell verteilt. Bei den Baumarten Kiefer und Buche können die deutlich geringeren K-Gehalte auf carbonathaltigen Substraten als K/Ca-Antagonismus interpretiert werden. Geringe K-Gehalte auf Standorten mit aggregierten Lehm Böden geben Hinweise auf eine eingeschränkte K-Verfügbarkeit infolge einer Verarmung der Austausch im Makroporen-

bereich. Das verstärkte Auftreten hoher und sehr hoher K-Versorgungsgrade der Kiefern in Nordostdeutschland ist angesichts der hier vorherrschenden silikatarmen Sande unerwartet und kann auf atmogene Kaliumeinträge (Stäube, Flugaschen) hinweisen. Die absoluten K-Gehalte in Buchenblättern sind im Durchschnitt bedeutend höher als bei Kiefer und Fichte.

Tab.34: Elementgehalte, Elementspannen und Bewertungsklassen für einjährige Fichten- und Kiefernadeln sowie Buchenblätter (in mg/g TS, Cd und Pb in mg/kg TS)

<i>Element</i>	<i>Fichte</i>			<i>Kiefer</i>			<i>Buche</i>		
	10- Perzentil	Median	90- Perzentil	10- Perzentil	Median	90- Perzentil	10- Perzentil	Median	90- Perzentil
N	11.8	13.9	16.2	13.1	15.9	19.2	20.8	24.3	26.2
	sehr gering	gering	hoch	gering	hoch	sehr hoch	mittel	hoch	sehr hoch
P	1.1	1.4	1.7	1.1	1.4	1.6	1.0	1.2	1.5
	sehr gering	gering / mittel	mittel	sehr gering	gering / mittel	hoch	sehr gering / gering	gering	mittel / hoch
K	3.6	5.0	6.8	4.3	5.2	6.4	5.2	6.6	9.2
	gering	mittel / hoch	hoch	mittel	hoch	hoch	gering	hoch	sehr hoch
Ca	2.5	4.4	6.8	2.0	2.7	3.8	3.7	7.8	13.4
	mittel	hoch	sehr hoch	sehr gering / gering	mittel	hoch	sehr gering	hoch	sehr hoch
Mg	0.69	1.04	1.45	0.66	0.94	1.25	0.64	1.11	2.10
	sehr gering	mittel	hoch	sehr gering	gering	mittel / hoch	sehr gering	hoch	sehr hoch
Mn	0.24	1.09	2.69	0.15	0.68	1.27	0.21	1.27	3.47
	gering	mittel	hoch	gering	gering	mittel	-	-	-
Fe	0.03	0.05	0.12	0.06	0.12	0.40	0.08	0.10	0.19
	gering	gering / mittel	hoch	mittel	hoch	hoch	-	-	-
Cu	0.002	0.003	0.004	0.003	0.004	0.031	0.005	0.007	0.009
	sehr gering / gering	gering / mittel	mittel	gering / mittel	mittel	sehr hoch-	-	-	-
S	0.93	1.16	1.65	1.17	1.41	2.15	1.42	1.87	2.23
	gering	mittel	sehr hoch	mittel	hoch / sehr hoch	sehr hoch	-	-	-
Zn	0.017	0.027	0.041	0.034	0.045	0.061	0.018	0.028	0.037
	sehr gering	gering	mittel	mittel	mittel	hoch	-	-	-
Al	0	0.060	0.120	0.049	0.241	0.407	0.029	0.046	0.084
Si	1.5	3.9	8.9	0.5	1.8	3.7	3.4	7.5	10.9
Cd	0.03	0.11	0.30	0.08	0.19	0.35	0.04	0.09	0.90
Pb	0.4	0.8	1.4	1.1	2.9	6.2	0.9	1.9	3.0
Na	0	0.02	0.17	0	0.67	0.40	-	-	-
Cl	0.22	0.57	0.88	0.22	0.39	0.79	0.17	0.46	1.02

Calcium

Die Calciumversorgung ist für den überwiegenden Teil der Standorte gesichert. Erwartungsgemäß erweisen sich die carbonatbeeinflussten Standorten (Rendzinen und *Terrae fuscae*) mit Mull oder mullartigem Moder als am besten mit Ca versorgt. Damit korrespondiert der in Buchenblättern gegenüber Fichten- und Kiefernadeln wesentlich höhere Ca-Gehalt. Die Bewertung der Ca-Gehalte anhand der Literaturwerte ist jedoch nicht immer stimmig.

Magnesium

Geringe Magnesiumgehalte sind weit verbreitet. Auf 15 % der Buchen-, 43 % der Kiefern- und 57 % der Fichtenprobepunkte tritt potentiell Mg-Mangel auf. 2.5 % der Fichtenprobepunkte unterschreiten die Vergilbungsschwelle.

Eisen

Eisenmangel ist bei den untersuchten Buchenblättern relevant. Dem Bewertungsschlüssel zufolge ist der Fe-Gehalt der Buchenblätter generell sehr gering bis gering zu bewerten (90 % der Probepunkte). Ein Substrateinfluß ist nicht festzustellen. Bei der Kiefer zeigt sich ein nicht zu erklärendes Nord-Süd-Gefälle der Fe-Versorgung. Bei Fichtennadeln spiegelt die Stratifizierung der Fe-Gehalte nach geo-/pedogenetischen Eigenschaften dagegen die substratspezifische Bodenentwicklung und den damit einhergehenden Aciditätsstatus deutlich wider. Die Fe-Gehalte in Fichtennadeln scheinen die natürliche Bodenentwicklung gut zu repräsentieren und von aktuellen Veränderungen des Bodenchemismus wenig beeinflusst zu sein.

Mangan

Die Mangangehalte der Nadel-/Blattproben sind auf carbonatbeeinflussten Böden erwartungsgemäß deutlich geringer als auf den anderen Substraten. Die ebenfalls geringen Mn-Gehalte in Fichten- und Kiefernadeln auf pleistozänen Sanden bzw. Podsolen dürften dagegen auf die bereits stark fortgeschrittene Mn-Verarmung dieser Standorte zurückzuführen sein. Hohe Mn-Gehalte finden sich in Buchenblättern auf Buntsandsteinböden (Substratgruppe 5).

Silicium

Der Silicium-Gehalt in Buchenblättern ist mit 7.5 mg/g im Durchschnitt etwa zweimal größer als in Fichten- und viermal größer als in Kiefernadeln.

Schwefel

In Buchenblättern wurden deutlich höhere S-Gehalte ermittelt als in Kiefern- oder Fichtennadeln. Die Beurteilung der potentiellen Schwefelbelastung nach FÜRST (1992) weist für alle klassifizierbaren Kiefern- und Buchenstandorte einen deutlichen Immissionseinfluß nach. Auch 59 % der Fichtenbestände überschreiten die natürlichen Schwefelgehalte, so daß auch bei diesen von einer Schwefel-Immissionseinwirkung auszugehen ist. Eine deutliche räumliche Verteilung der S-Gehalte weist Belastungsschwerpunkte (= Regionen mit hohen und sehr hohen S-Gehalten) vor allem in den Mittelgebirgen aber auch im Norddeutschen Tiefland aus. In den Alpen, im Alpenvorland und in weiten Teilen von Rheinland-Pfalz stellt sich die Belastungssituation deutlich geringer dar.

Zink

Die häufig geringen und sehr geringen Zn-Gehalte in 3-jährigen Fichtennadeln weisen auf eine angespannte Zn-Versorgungslage vornehmlich in Süddeutschland hin. Bei der Baumart Kiefer sind dagegen keine Anzeichen für einen potentiellen Zn-Mangel zu erkennen.

Cd, Pb, Cu, Cl

Belastungen durch Cd, Pb, Cu, Cl sind lokal von Bedeutung. Sie betreffen selten mehr als 10 % der Probepunkte. Die Cadmiumkonzentrationen von jeweils 10 % aller Fichten- bzw. Kiefernbestände liegen in einem Bereich, in dem Beeinträchtigungen physiologischer Prozesse möglich sind. Bemerkenswert sind die relativ hohen Pb-Werte für Kiefernadeln, die im Durchschnitt etwa 1.5-mal so hoch wie bei Buchenblättern und sogar 3.5-mal so hoch wie bei Fichtennadeln sind.

Insgesamt bewirkt die Stratifizierung der absoluten Elementgehalte in Nadeln und Blättern nach geo-/ pedogenetischen Eigenschaften nur eine geringe Differenzierung des Gesamtkollektivs. Deutliche Gruppen bilden meist nur Böden auf carbonathaltigem Substrat (Substratgruppe 1, Humusform Mull, Rendzinen und Terrae fuscae), die Podsole sowie weitere Böden mit Rohhumusdecken. Bereits die Substratgruppe 2, d.h. die carbonatfreien Lockersedimente über carbonathaltigem Ausgangsmaterial, hebt sich nicht mehr deutlich von den anderen Substratgruppen ab.

Ausschlaggebend für die Nährelementversorgung ist der aktuelle bodenchemische Zustand im Hauptwurzelraum. Die geringe Differenzierung der Elementgehalte in den Assimilationsorganen nach geo-/ pedogenetischen Gruppen deutet auf eine Diskrepanz zwischen dem aktuellen bodenchemischen Zustand und den makromorphologischen bodenkundlichen Ansprüchen hin, welche nur noch die Unterscheidung von Extremen ermöglicht.

Elementquotienten

Ein wichtiges Maß zur Beurteilung des Ernährungszustandes der Bäume stellen neben den absoluten Elementgehalten in Nadeln und Blättern die daraus errechneten Relationen zwischen den Nährelementen dar. Ein guter Ernährungszustand ist dann gegeben, wenn die Elementgehalte ausreichend sind und in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander stehen. Abweichungen von den Referenzwerten „harmonischer“ Elementquotienten geben Hinweise auf mögliche - z.B. durch Einträge oder Auswaschungsprozesse bedingte - Disharmonien des Nährstoffangebots im Wurzelraum. Unter dem Aspekt einer tendenziellen Stickstoffüberversorgung auf zahlreichen BZE-Punkten, erscheinen die Stickstoffquotienten (N/P, N/K, N/Ca, N/Mg) besonders interessant. In der Literatur finden sich Grenzwerte für ausgewogene Elementverhältnisse in Kiefern- und Fichtennadeln. Für die nachfolgende Bewertung der Stickstoffquotienten werden im wesentlichen die Angaben von HÜTTL (1991) sowie FIEDLER & HÖHNE (1984) zugrundegelegt.

In den Abb.60-61 sind für die Baumarten Fichte und Kiefer die Stickstoffquotienten den Elementgehalten 1-jähriger Nadeln gegenübergestellt. Die in den einzelnen Diagrammen dargestellte horizontale Linie markiert den Bereich, für den anhand des jeweiligen Elementgehaltes auf eine Mangelsituation geschlossen werden muß (Grenzwert für die Einordnung in die Bewertungsstufe *sehr gering*). Die vertikale Linie entspricht dem Schwellenwert, unterhalb dessen ein ausgewogenes Elementverhältnis besteht. Die Werte rechts dieser Linie deuten eine Stickstoffüberernährung an. Die in der Literatur für eine

harmonische Ernährungssituation angegebenen Untergrenzen der Stickstoffquotienten (N-Unterversorgung bzw. P-, K-, Ca- oder Mg-Übersorgung) werden von der BZE-Stichprobe so gut wie nicht unterschritten. Sie sind daher nicht dargestellt.

Die Graphiken in Verbindung mit Tab.35 veranschaulichen folgende Ergebnisse: Disharmonische Quotienten durch N-Überernährung treten vor allem bei Phosphor und Kalium (Fichte und Kiefer) sowie Magnesium (nur Kiefer) auf. Die Calciumernährung hingegen erscheint bei beiden Baumarten ausgeglichen. Ein wichtiges Ergebnis dieser Übersicht ist, daß ungünstige N/P-, N/K-, N/Mg-Quotienten für deutlich mehr Bestände konstatiert werden, als eine Einstufung der Elementgehalte in die Bewertungsklasse *sehr gering* erfolgt. Dies bedeutet, daß insgesamt von einem hohen N-Angebot ausgegangen werden muß, welches bereits auf vielen Untersuchungspunkten zu ungünstigen Nährelementrelationen geführt hat. Dadurch induzierte Mangelsituationen sind hingegen bislang noch nicht auf einer entsprechenden Anzahl von Punkten zu finden. Die Quotienten stellen mithin einen sensibleren Indikator für mögliche Belastungen und Nährstoffengpässe dar, als die absoluten Elementgehalte.

Am deutlichsten wird dies bei Betrachtung der Kaliumgehalte von Kiefernadeln. Hier zeigen die Quotienten eine N-Überernährung ($N/K > 2.3$) für 93 % der Bestände an, während aufgrund der Kaliumgehalte bei nur ca. 1 % der Bestände Hinweise auf Kaliummangel bestehen (Kaliumgehalt < 3.5 mg/g). In Anbetracht dieser Diskrepanz stellt sich allerdings die Frage, ob die genannten Grenzwerte für überregionale Vergleiche herangezogen werden sollten.

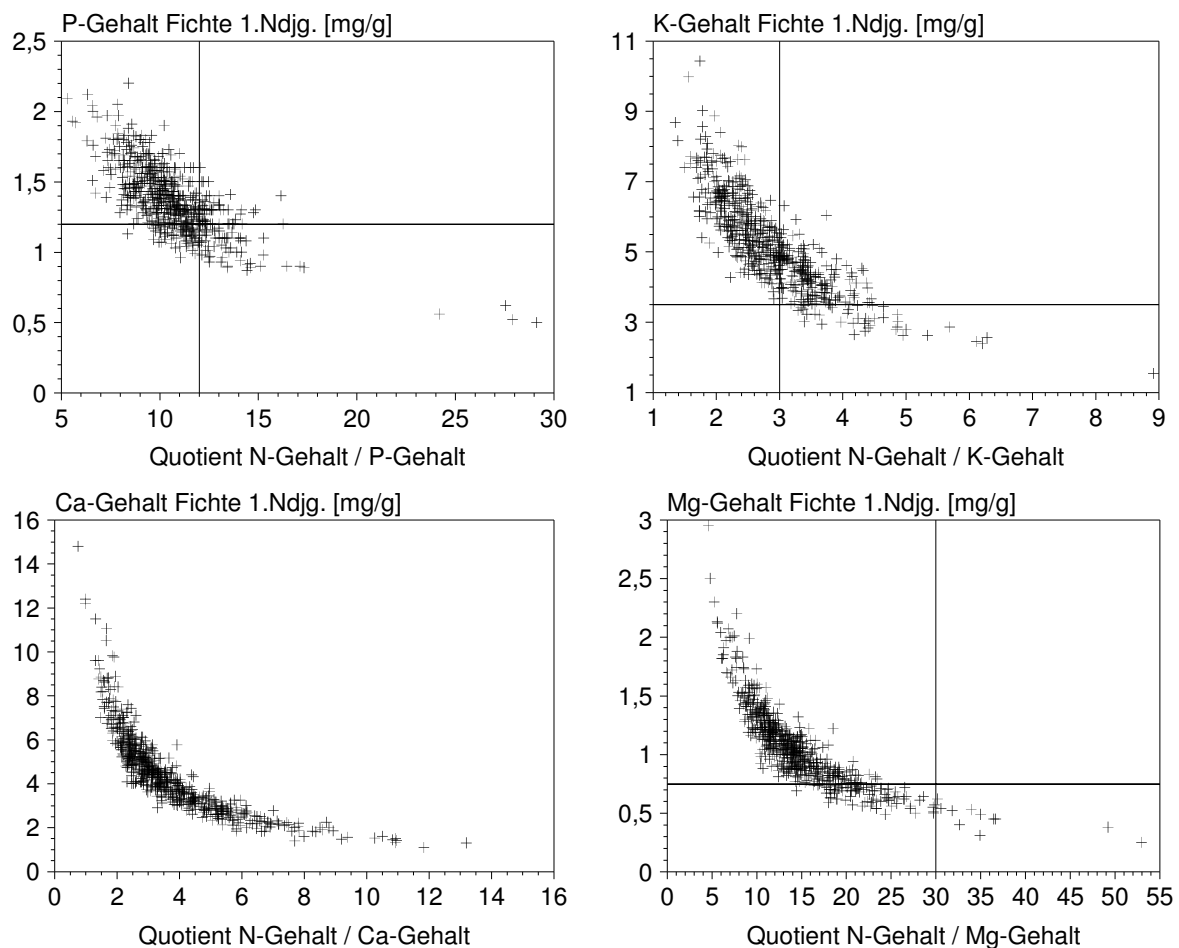


Abb.60: Stickstoffquotienten und Elementgehalte von Fichtennadeln
 (Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-, K-, Ca-, Mg-Mangel;
 Werte rechts der vertikalen Linie: „disharmonische“ Stickstoffquotienten)

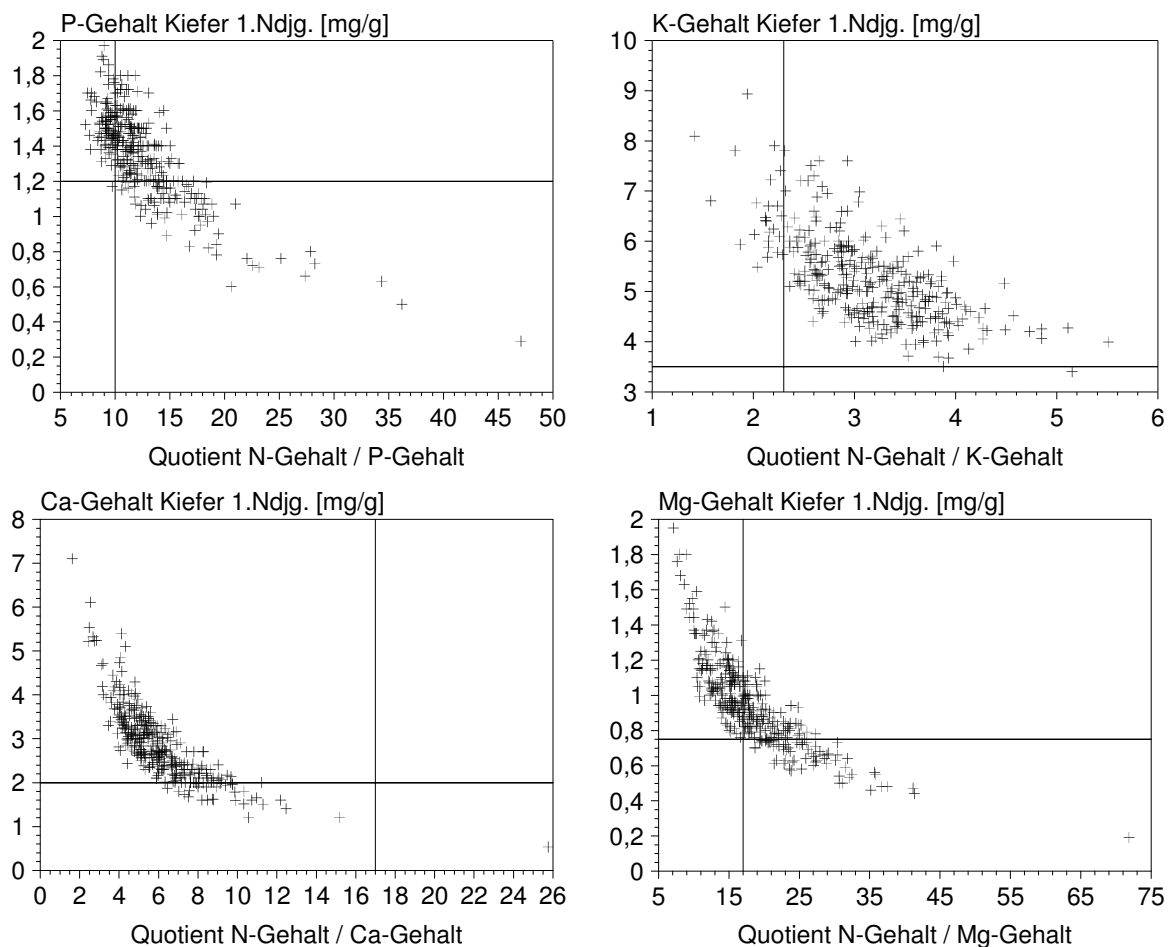


Abb.61: Stickstoffquotienten und Elementgehalte von Kiefernadeln
(Werte unterhalb der horizontalen Linie: P-, K-, Ca-, Mg-Mangel;
Werte rechts der vertikalen Linie: „disharmonische“ Stickstoffquotienten)

Tab.35: Anteil der Bestände mit „disharmonischen“ Elementquotienten

Grenzwerte für N-Übersorgung ^{*)}	Anteil der Bestände [%]
Fichte (n = 606)	
N / P > 12	20
N / K > 3	38
N / Ca > 20	0
N / Mg > 30	2
Kiefer (n = 349)	
N / P > 10	76
N / K > 2.3	93
N / Ca > 17	0
N / Mg > 17	52
^{*)} nach: HÜTTTL (1991) sowie FIEDLER & HÖHNE (1984)	

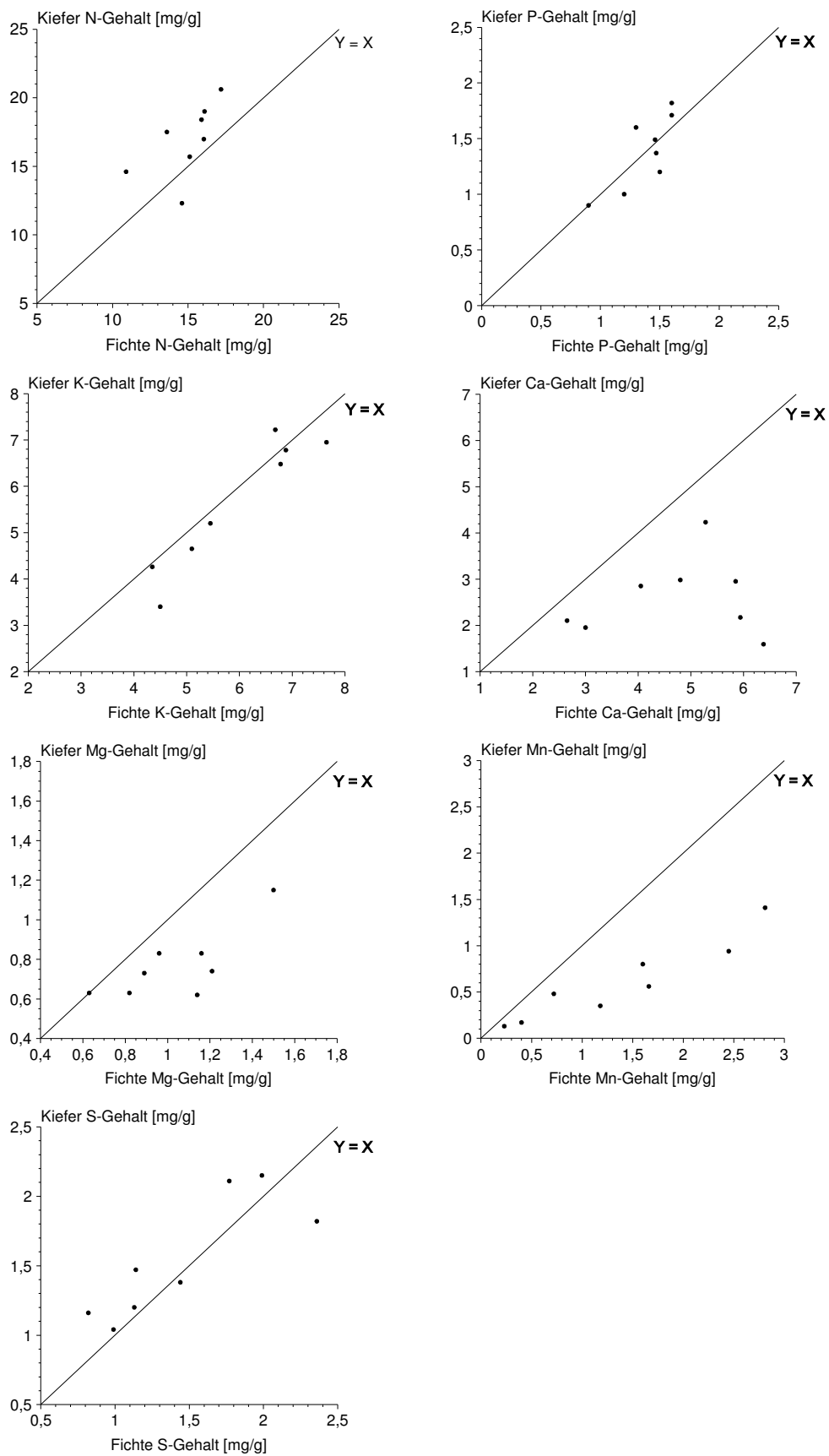
Vergleichbarkeit der Bewertungsschlüssel für Fichte und Kiefer

Insgesamt läßt die vorliegende Auswertung vermuten, daß die verwendeten Bewertungsrahmen die tatsächliche Ernährungssituation nur grob wiedergeben können. Dies wird besonders daran deutlich, daß die meisten Grenzwerte (Ausnahme: Calcium) sowohl für die Fichte als auch für die Kiefer angewendet werden. Beim Vergleich der Elementperzentile von Fichte und Kiefer wurde bereits auf systematische Unterschiede verwiesen, die ein artspezifisches Aufnahmevermögen zumindest bei bestimmten Elementen vermuten lassen.

Anhand von acht BZE-Punkten, auf denen sowohl Kiefern als auch Fichten beprobt wurden läßt sich der direkte Vergleich zwischen den Elementgehalten für jeweils konstante Standortsbedingungen durchführen. Diese acht Punkte liegen in den Ländern Rheinland-Pfalz, Sachsen und Thüringen. Aus Abb.62 geht hervor, daß die Elemente P, K und S bei gleichen Standortsbedingungen annähernd gleiche Gehalte aufweisen.

Sehr deutlich wird hingegen, daß sich die Gehalte an Mn, Ca, Mg (und N) systematisch zwischen Kiefer und Fichte unterscheiden. Allein aufgrund des artspezifischen Aufnahmeverhaltens dürften sich mithin bei der Bewertung dieser Gehalte (mit Ausnahme von Ca, für das baumartenspezifische Schätzrahmen verwendet wurden) systematische Fehlbewertungen ergeben.

Es wird daher empfohlen, anhand des vorliegenden bundesweiten BZE-Datenmaterials die bestehenden Bewertungsstufen unter Berücksichtigung der absoluten Elementgehalte sowie der Relationen zwischen den Elementen in 1- und 2 / 3-jährigen Nadeln sowie unter Hinzunahme von physiologischen und wachstumskundlichen Merkmalen (Nadel-/ Blattverluste, Vergilbungserscheinungen, Alter, Nadel-/ Blattgewichte, Wüchsigkeit) zu überprüfen und gegebenenfalls neu festzulegen.



**Abb.62: Vergleich der Elemente in Fichten- und Kiefernadeln
(acht BZE-Punkte mit Fichten- und Kiefernbeobachtung)**

5.4 Ergebnisse der Kronenzustandsansprache

An jedem BZE-Aufnahmepunkt erfolgte - sofern nicht bereits im Rahmen der WSE durchgeführt - eine Kronenzustandsansprache an bis zu 30 Probebäumen nach dem bei der terrestrischen Waldschadenserhebung üblichen Verfahren. Zur bundesweiten Auswertung stehen je Stichprobeneinheit die **prozentualen Anteile** der WSE-Probebäume mit mittleren bis starken Nadel-/ Blattverlusten (Nadel-/ Blattverluststufen 2-4) und deutlichen Vergilbungen (Vergilbungsstufen 2-3) der jeweiligen Aufnahmeperiode (3-jährige Mittelwerte) getrennt nach Nadel- und Laubbäumen sowie den Altersklassen < 60 bzw. = 60 Jahre zur Verfügung. Aufgrund der unterschiedlichen Beprobungszeiträume in den alten und neuen Bundesländern, wurden auch für die Kronenzustandsdaten **zwei verschiedene Bezugsjahre, 1989 für die alten bzw. 1992 für die neuen Länder**, gewählt. Dadurch, daß sich die jeweiligen Erhebungszeitpunkte für die Kronenzustandsdaten und Bodendaten weitgehend entsprechen, ist eine standortsbezogene Auswertung der Schadsymptome möglich.

Im Gegensatz zu den im Waldzustandsbericht der Bundesregierung veröffentlichten Daten werden in diesem Bericht nicht flächengewichtete Schadprozent für bestimmte Einheiten (Deutschland, Bundesländer, Wuchsregionen, Baumarten o.ä.) sondern **punktbezogene** Schadanteile analysiert und dargestellt. Durch die Mittelung von Ergebnissen dreier aufeinanderfolgender Kronenzustandsansprachen werden ferner jährliche (beispielsweise witterungsbedingte) Schwankungen in der Ausprägung von Schadsymptomen nivelliert. **Insgesamt können die vorliegenden Ergebnisse der Kronenzustandserhebung auf den BZE-Punkten aufgrund der unterschiedlichen Rasterweiten (8x8 km-Raster der BZE gegenüber 4x4 km-Raster der WSE), der Bildung periodischer Mittelwerte (regional unterschiedlicher Zeiträume) und der punktbezogenen Auswertung nicht mit den derzeit in den Waldzustandsberichten der Bundesregierung veröffentlichten Ergebnissen der Waldschadenserhebung verglichen werden.**

Die Daten ermöglichen aber die **Identifizierung von Schadschwerpunkten**. Die Punktkarten (Bd.2, X/1-4) dienen daher auch zur Aufdeckung großräumiger Unterschiede und nicht zum Vergleich benachbarter Einzelpunkte.

In Abb.63 sind deutliche **Häufungen von BZE-Punkten mit hohen Nadel-/ Blattverlustanteilen** zu erkennen. Mit den Regionen Schwarzwald, Bayerische Alpen, Bayerischer Wald, Frankenwald, Erzgebirge, Thüringen, Harz, dem Spessart und weiten Teilen des Nordrheinwestfälisch-Niedersächsisch-Hessischen Berglandes zeichnen sich die aus der Waldschadenserhebung (Vollstichprobe) bekannten Hauptschadensgebiete ab. Aber auch in den Tieflandbereichen von Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Brandenburg sowie im Schwäbisch-Fränkischen Schichtstufenland sind lokal hohe Schadniveaus zu erkennen. Überwiegend gering (< 10 %) sind die Anteile deutlich geschädigter Bäume auf den meisten Probeflächen in Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Hessen, Rheinland-Pfalz, Bayern und Brandenburg. Dies korrespondiert mit dem in diesen Ländern hohen Anteil von BZE-Punkten in Jungbeständen (< 60 Jahre).

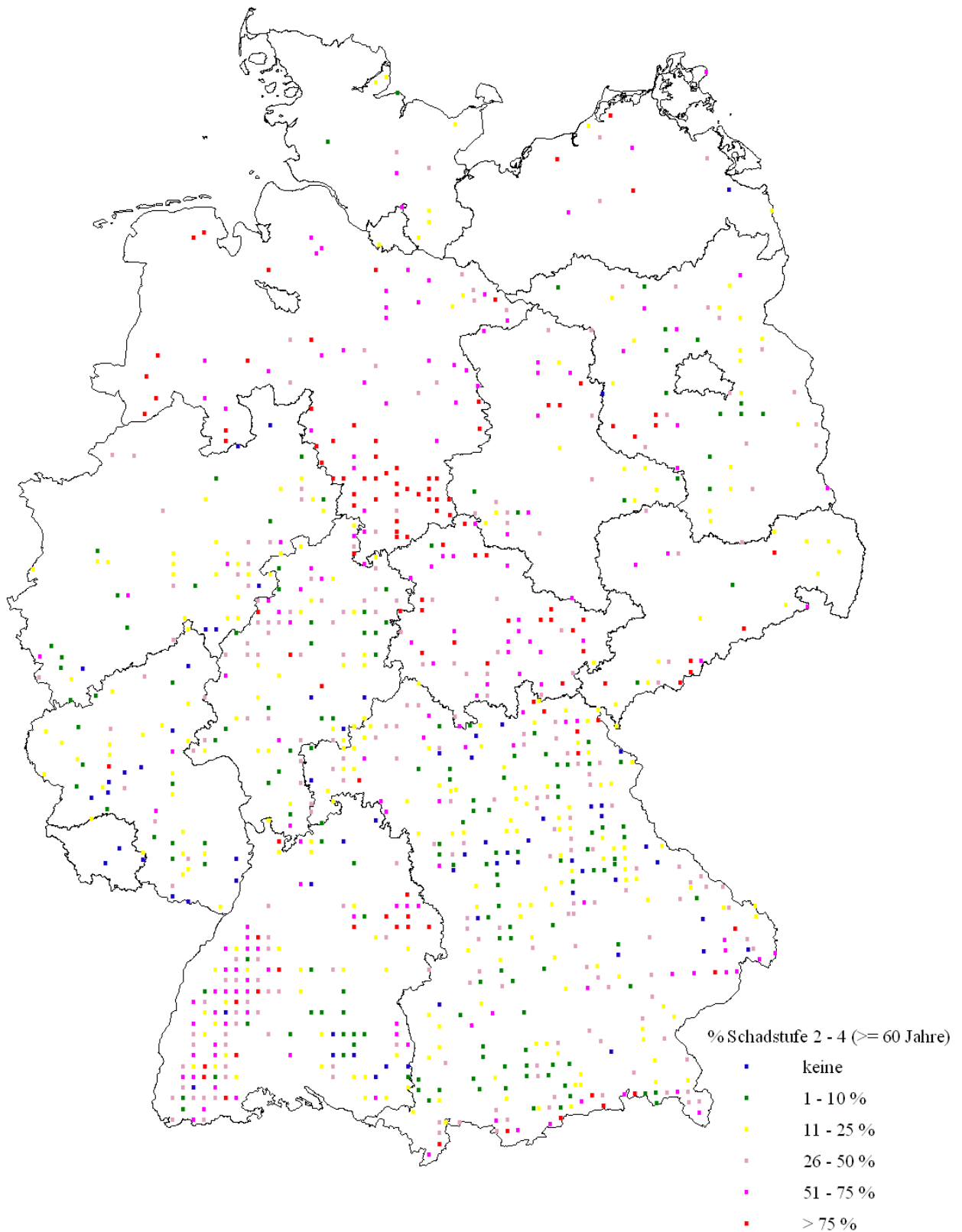


Abb.63: Räumliche Verteilung der Schadstufen 2-4 [%] für Altbestände (≥ 60 Jahre)

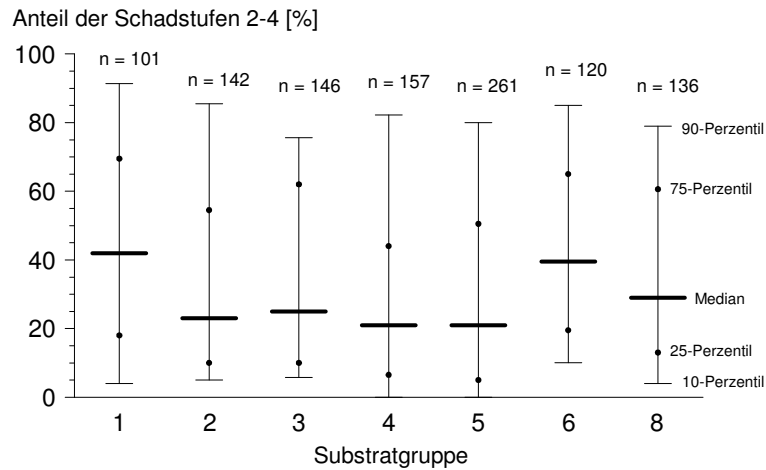
(aufgrund unterschiedlicher Erhebungszeiträume eingeschränkte regionale Vergleichbarkeit)

Auf der Basis einzelner Stichprobenpunkte sowie regionaler oder thematischer Untereinheiten lassen sich überdies **Beziehungen zwischen bodenchemischen oder ernährungsphysiologischen Merkmalen und Schadsymptomen** ermitteln. Der nachfolgend dargestellten eingeschränkten stratifizierten Auswertung der WSE-Daten soll in den nächsten Jahren eine integrierende Analyse von BZE-, Klima- und Depositionsdaten folgen.

Die **Stratifizierung** der Nadel-/ Blattverlustdaten nach **geo-/ pedogenetischen Kriterien** (Substratgruppe, Bodentyp, Humusform) ist in Abb.64 für alle Baumarten dargestellt. Zunächst fällt auf, daß innerhalb aller Straten von einer breiten Variabilität ausgegangen werden muß, welche nahezu den gesamten Wertebereich (0 - 100 %) umfaßt. Dennoch zeichnen sich bei Betrachtung der 25-, 50- und 75-Perzentile gewisse Unterschiede zwischen den einzelnen Gruppen ab. Durch höhere Anteile von Bäumen in den Schadstufen 2-4 heben sich vor allem für die Probepunkte der Substratgruppen 1 (Carbonatstandorte) bzw. 6 (Sande), die Bodentypen Rendzina bzw. Podsol sowie die Humusformen Mull bzw. Rohhumus von den anderen Straten ab. Unter standortkundlichem Aspekt spiegeln sich in diesem Befund im wesentlichen zwei grundverschiedene Schadensschwerpunkte wider: zum einen die Standorte auf carbonathaltigem Ausgangsmaterial, auf dem sich Rendzinen mit Mull entwickelt haben, zum anderen die Podsolstandorte auf pleistozänem Sand mit Rohhumus.

Die Stratifizierung der Nadel-/ Blattverlustanteile differenziert nach Alt-/ Jungbeständen sowie Nadel-/ Laubbäumen führt bei den Jungbeständen zu keinen erwähnenswerten Gruppenunterschieden. Bei den Altbeständen ergeben sich die in Abb.65 und Abb.66 dargestellten Differenzierungen, wonach die größten Anteile der Schadstufen 2-4 (ca. 55 %) für die Laubbäume auf Podsolen bzw. pleistozänen Sanden konstatiert werden. Der mittlere Blattverlustanteil ist hier etwa doppelt so hoch wie innerhalb der anderen Bodentypen- bzw. Substratgruppen. Höhere Schadanteile weisen auch die Laubbaumaltbestände auf Rendzinen und Parabraunerden auf. Bei den Nadelbäumen zeigen sich ebenfalls ausgeprägte Schäden auf Podsolen und pleistozänen Sanden, doch stechen hier zusätzlich die deutlich höheren Nadelverlustanteile auf Carbonatgestein und Rendzinen hervor. Hierbei handelt es sich überwiegend um Bestände aus den Bayerischen Kalkalpen und auf Muschelkalkböden in Nordrhein-Westfalen. Auffallend ist schließlich, daß sich Substratgruppe 8 (saure Magmatite, Metamorphite) durch leicht erhöhte Schäden der Nadelbäume, aber deutlich geringere Schäden der Laubbäume auszeichnet.

Inwieweit diese groben Zusammenhänge kausal zu interpretieren oder durch über-regional bzw. zusätzliche lokal wirksame Einflußfaktoren bedingt sind, kann an dieser Stelle nicht gesagt werden. Die Befunde zeigen indes die Notwendigkeit auf, bei tiefergehenden, quantitativen Auswertungen der Beziehung zwischen potentiellen Schadfaktoren und Nadel-/ Blattverlusten, nach geo-/ pedogenetischen Kriterien zu differenzieren und für die Vergleichbarkeit der Daten insbesondere auch das Bestandesalter entsprechend zu berücksichtigen.



1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

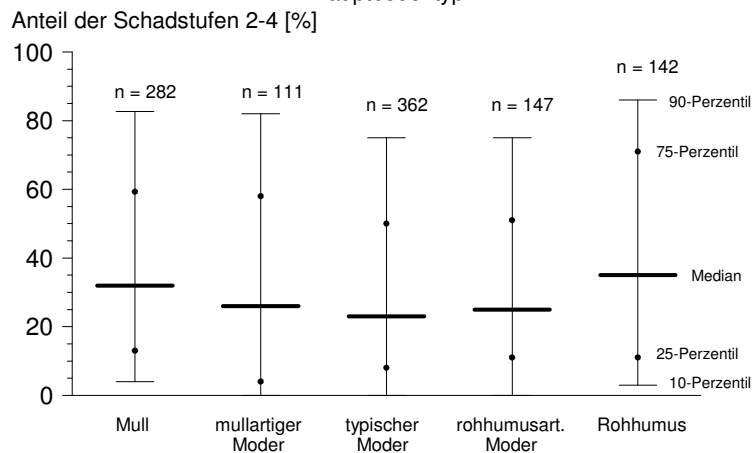
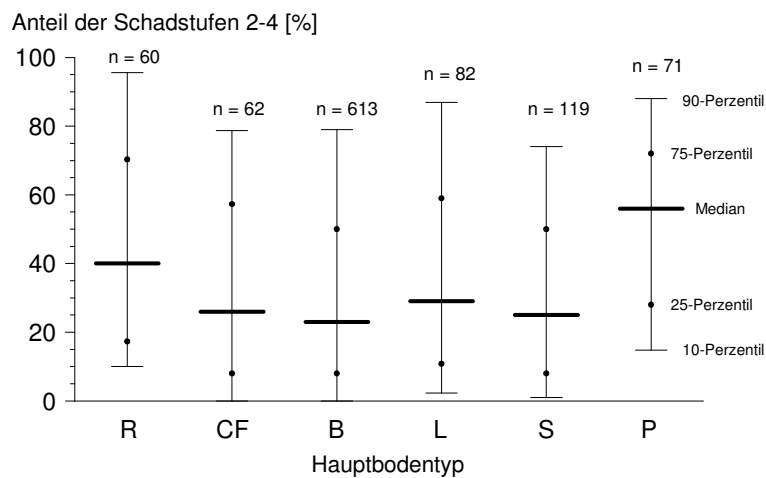
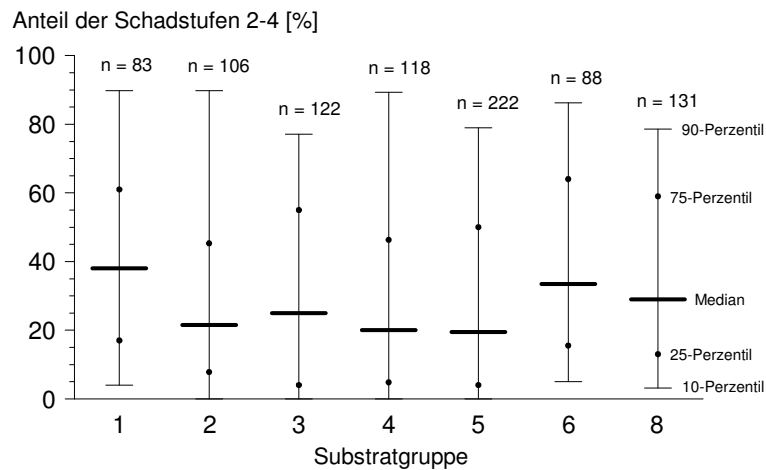


Abb.64: Anteile der Schadstufen 2-4 [%] von Nadel- und Laubbaumarten (ohne Altersdifferenzierung), stratifiziert nach Substratgruppe, Bodentyp (R = Rendzina, CF = Terra fusca, B = Braunerde, L = Parabraunerde, S = Pseudogley, P = Podsol) und Humusform



1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

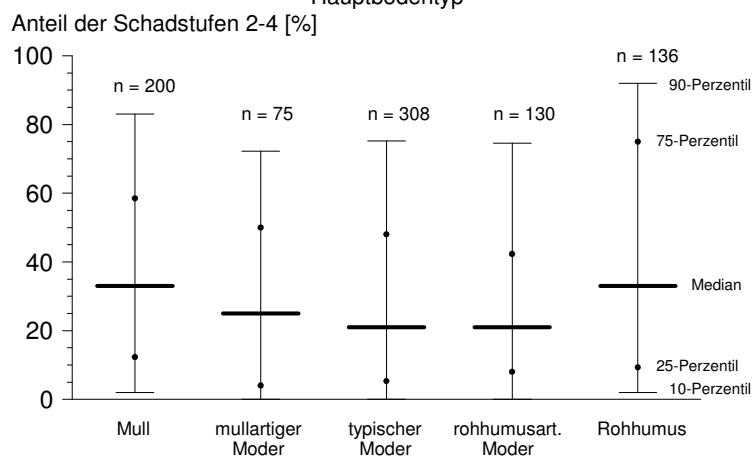
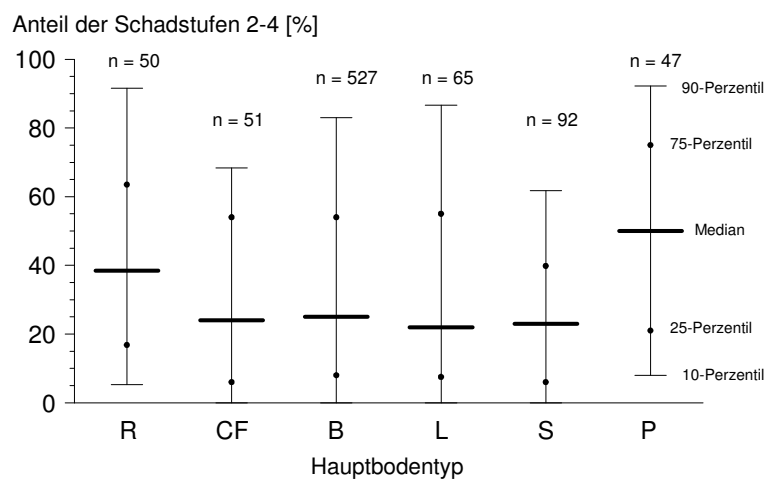
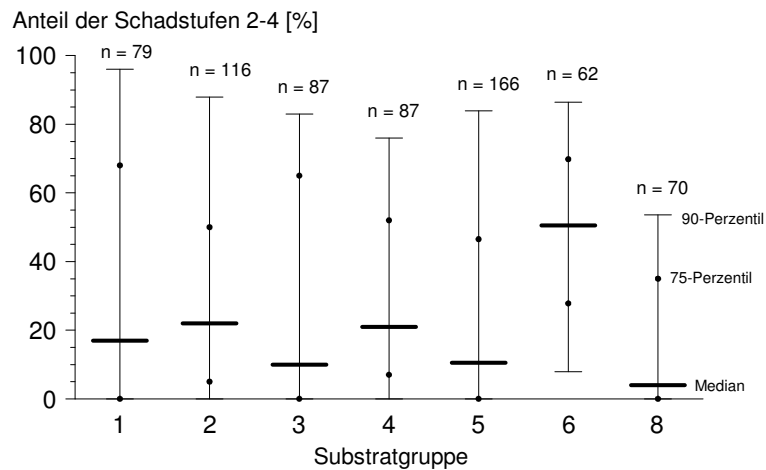


Abb.65: Anteile der Schadstufen 2-4 [%] von Nadelbäumen (Alter ≥ 60 Jahre), stratifiziert nach Substratgruppe, Bodentyp (R = Rendzina, CF = Terra fusca, B = Braunerde, L = Parabraunerde, S = Pseudogley, P = Podsol) und Humusform



1=KalkOB; 2=KalkUB; 3=LockSed; 4=TonSt; 5=SandSt; 6=Sand; 8=saureMagMet (Erläuterung der Kürzel vgl. Kap.4.5.2)

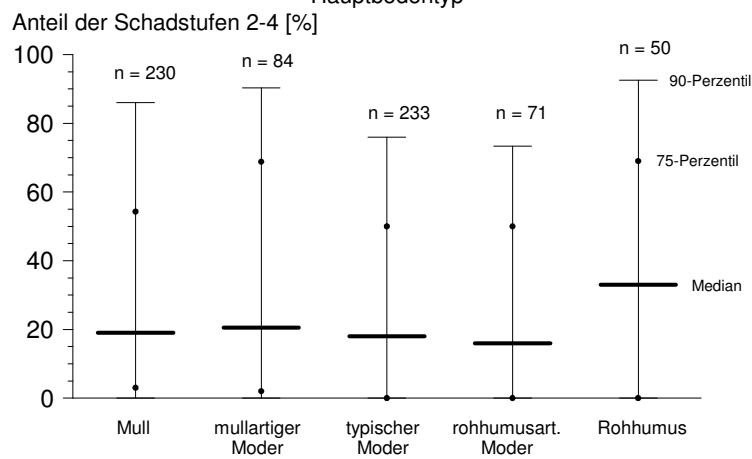
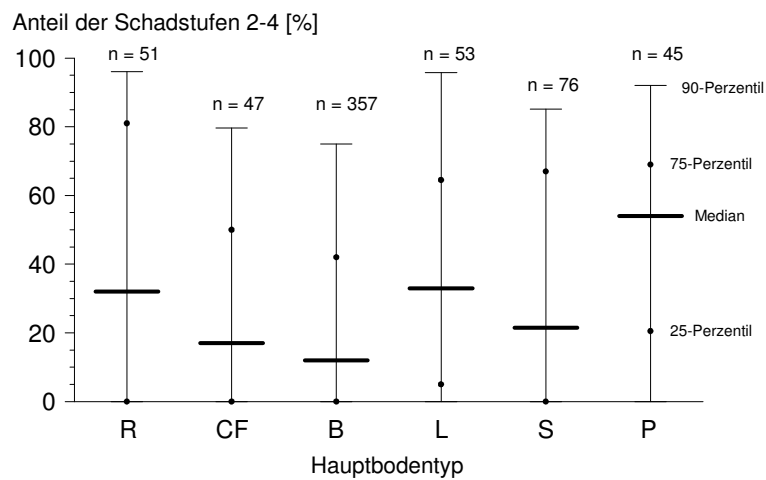


Abb.66: Anteile der Schadstufen 2-4 [%] von Laubbäumen (Alter ≥ 60 Jahre), stratifiziert nach Substratgruppe, Bodentyp (R = Rendzina, CF = Terra fusca, B = Braunerde, L = Parabraunerde, S = Pseudogley, P = Podsol) und Humusform

6. Diskussion

6.1 Validität der Ergebnisse

Bei der wissenschaftlichen Erkenntnisgewinnung muß zwischen den beiden prinzipiell verschiedenen Herangehensweisen der induktiven und deduktiven Methode differenziert werden. Das **induktive** Vorgehen versucht aus den Analysebefunden spezifischer Einzelfälle auf die Gesamtheit zu schließen. In der Waldschadensforschung wird der Einzelfall durch besondere, gezielt ausgewählte Waldökosysteme repräsentiert, deren ökosystemare Prozesse in hoher zeitlicher Auflösung - mit in der Regel punktuell großem Meßaufwand - beschrieben und interpretiert werden. Grundsätzlich handelt es sich hierbei um **Fallstudien**; die gewonnenen Ergebnisse sind unter Einschränkungen auf vergleichbare Ökosysteme übertragbar.

Demgegenüber verfolgt die **deduktive** Methode das Ziel, grundsätzliche Gesetzmäßigkeiten in einer repräsentativen **Zufallsstichprobe** zu ermitteln. Als quasi-zufällig gilt bei Erhebungen mit Raumbezug auch eine Stichprobe, die sich an einem Rasternetz orientiert. Die Methode der Zufallsauswahl ist objektiv und unabhängig vom a priori-Wissen des Beobachters. Eine breite Variabilität der Merkmalsausprägungen im Untersuchungskollektiv ist erwünscht. Sie dient dazu, **großräumige Muster sowie Strukturen und Zusammenhänge zwischen den Parametern** zu erkennen und darauf aufbauend allgemeine Modelle zu entwickeln.

In Bezug auf die Waldschadensproblematik wurden von Bund und Ländern von Anbeginn sowohl induktive (punktuelle Ökosystemstudien, z.T. mit experimentellen Komponenten wie Kalkungs-/ Düngungsvarianten, Beregnungsversuchen, etc.) als auch deduktive Untersuchungsansätze (Großrauminventuren WSE und BZE) gefördert und realisiert. Fernziel war dabei die Verschneidung und wechselseitige Verifizierung der auf den unterschiedlichen Integrationsebenen gewonnenen Erkenntnisse. Mit der vorliegenden BZE-Auswertung lassen sich nun erstmals bundesweite (und damit sehr hoch integrierende) Aussagen zum Waldbodenzustand treffen, die mit deduktiven statistischen Methoden, d.h. beschreibenden Verfahren, wie Frequenzanalysen, kartenmäßigen Darstellungen, etc. veranschaulicht wurden. Auf Methoden der induktiven Statistik (Hypothesenprüfverfahren, Signifikanztests) wurde indes in dieser Auswertung komplett verzichtet.

Demgemäß sind die im folgenden dargelegten Aussagen zum Zustand der Waldökosysteme als Regelhaftigkeiten und großräumige Muster zu verstehen, die für die (repräsentative) BZE-Stichprobe Gültigkeit besitzen, von denen aber im Einzelfall mehr oder weniger starke Abweichungen bestehen. Dies induziert, daß insbesondere wenn Maßnahmen und Handlungsempfehlungen im Vordergrund stehen (vgl. Kap.6.3), anhand dieser Untersuchung allgemeine Aussagen getroffen werden können, die aber für den jeweiligen Standort verifiziert werden müssen. Die Bewertung der Sanierungsbedürftigkeit von Waldböden und die Entscheidung für die Durchführung lokaler forstlicher Maßnahmen muß am Standort selbst unter Berücksichtigung der lokalen spezifischen Faktoren (Bestandes- / Nutzungsgeschichte) erfolgen.

Die BZE-Ergebnisse leisten indes einen Beitrag zur Erweiterung der Kenntnisse über die **Variabilität und Verteilung von Bodenzustandsparametern** und bieten darüber hinaus die Möglichkeit, Thesen der Waldschadensforschung zu verifizieren bzw. zu falsifizieren. Die Verknüpfung von im Rahmen von Fallstudien gewonnenen Ergebnissen der Waldschadensforschung mit den ermittelten Mustern und Strukturen der BZE- (und WSE-) Daten soll im Rahmen einer Folgeauswertung, deren Beginn für 1997 vorgesehen ist, realisiert werden. Die

darin angestrebte Synthese von einerseits punktuellen und andererseits flächenhaften Untersuchungsergebnissen ist eine unabdingbare Voraussetzung dafür, Erkenntnisse der Ökosystemforschung auch für die forstliche Praxis nutzbar zu machen.

Validität und Repräsentanz der Stichprobe

Die Effektivität der Bodenzustandsinventur ist in außerordentlichem Maße abhängig von der **Verlässlichkeit der Grundinformation**, d.h. von der Validität und Repräsentanz der Stichprobe und den gewählten Aufnahme- und Analyseverfahren.

Die **regionale Vergleichbarkeit** der bundesweiten BZE-Daten wird prinzipiell davon nachteilig beeinflusst, daß in den Bundesländern verschiedene Aufnahmeteams eingesetzt und länderspezifische Anpassungen der Feldmethoden und laboranalytischen Verfahren vorgenommen wurden. Die BZE-Aufnahmeanleitung gewährleistet jedoch (bereits seit Beginn der Feldarbeiten) eine gewisse Methodenstandardisierung. Im Rahmen der Ringanalysen konnte zudem der analytisch bedingte Streubereich abgeschätzt werden. Durch die Bildung von größeren Perzentil- und Bewertungsklassen wurde schließlich der Variabilität der Grunddaten bei der Analyse und Bewertung der Inventurergebnisse Rechnung getragen.

Dadurch, daß die Feldaufnahmen im Rahmen der BZE nicht zeitgleich durchgeführt werden konnten und die Merkmalsausprägungen periodischen Schwankungen unterliegen, können regionale Unterschiede durch **zeitliche Variationen** beeinflusst, d.h. verstärkt oder nivelliert werden. Während dies für die berücksichtigten bodenchemischen Größen weniger bedeutend sein dürfte, wurden bei den Kronenzustandsdaten für die deutlich geschädigten Bäume dreijährige Mittelwerte gebildet, um aus den saisonal stark variierenden Daten relativ stabile Schadniveau-Weiser zu erhalten. Insbesondere bei den Nadel-/ Blattanalysedaten kann jedoch eine zeitliche Beeinflussung der Ergebnisse durch die unterschiedlichen Probennahmejahre nicht ausgeschlossen werden.

Wie in Kap.4.1.2 gezeigt wurde, kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, daß das BZE-Grundnetz (Rasterweite = 8x8 km) bezüglich der Merkmale „Bodentyp“, „Bodenart“, „Orographie“ und „potentielle natürliche Vegetation“ bundesweit **repräsentativ** ist.

Länderspezifischen regionalen oder thematischen Verdichtungen des Grundrasters wurde durch die flächenrepräsentative Gewichtung der betroffenen BZE-Punkte begegnet. Analog wurde bei ausgedünnten Rastern verfahren. Dieser Fall trat nur in Baden-Württemberg auf. Aufgrund der für Baden-Württemberg gewählten Konzentration der BZE-Aufnahmen auf Nadelbaum- und Nadelbaum-Mischbestände kommt es zu einer regionalen Unterrepräsentation von Laubbaumstandorten, deren Einfluß jedoch erst bei einer Folgeinventur abgeschätzt werden kann.

Aufnahmeverfahren

Durch die **okulare Kronenzustandsansprache der WSE** ist die Diagnose von Schadensursachen nur eingeschränkt möglich. Für eine, wie in dieser Untersuchung vorgenommene, synoptische Beurteilung des Schädigungsgrades größerer Regionen hat sich die Okulartaxation jedoch als geeignet erwiesen. Der Einfluß individueller Ansprachefehler und jährlich schwankender Schadsymptomausbildungen wurde dabei durch die Bildung dreijähriger Mittelwerte vermindert. Diese Schadniveau-Weiser stellen jedoch ohne die Einordnung in eine zeitliche Reihe nur einen unvollständigen Indikator für die Vitalität der Waldbestände dar. Aufgrund des vorliegenden Materials kann daher nur eine Zustandsbeschreibung und keine Untersuchung von Entwicklungstrends erfolgen. Durch die Berücksichtigung von Entwicklungen am jeweiligen Standort ließe sich ein tieferer Einblick in die

Ursache-Wirkungsmechanismen von Waldökosystemen gewinnen. Während mit den Daten der WSE bereits jetzt einzelbaumbezogene Zeitreihen vorliegen, die analysiert werden könnten, werden erst mit einer Folgeaufnahme der BZE die mittelfristigen Bodenzustandsentwicklungen objektiv dokumentiert.

Die Entnahme der **Nadel-/ Blattproben** erfolgte zu einer definierten Jahreszeit jedoch in unterschiedlichen Kalenderjahren. Die Gesamtgehalte wurden grundsätzlich an ungewaschenen Proben bestimmt. Neben der zeitlichen Variabilität ergeben sich daraus methodisch bedingte Auswirkungen auf die Ergebnisse. Insbesondere bei den Elementen Pb, Cu, Cd, Fe, Al und Na muß davon ausgegangen werden, daß ein erheblicher Anteil nicht im Innern des Blattes gespeichert ist, sondern außen an den Nadeloberflächen anhaftet (KRIVAN & SCHALDACH 1985; WYTTEBACH et al. 1989). Dadurch, daß nur die Gesamtgehalte für die Beurteilung des Mineralstoffhaushaltes herangezogen werden können und keine Informationen über die chemischen Bindungsformen oder den Ort der Bindung vorliegen, ist die physiologische Bedeutung der Elementgesamtgehalte nicht immer eindeutig zu bewerten. Weiterhin können das Baumalter sowie Vitalitäts- oder Wachstumsparameter (Verdünnungseffekte) bisher nicht analysierte Auswirkungen auf die absoluten und relativen Nadel-/ Blattspiegelwerte haben. Die baumartenspezifischen Aufnahmeraten für die im Boden gespeicherten Nährstoffe fließen dagegen durch die Verwendung baumartenspezifischer Bewertungsklassen in die Ergebnisbeurteilung ein. **Wie die Auswertung gezeigt hat, führen diese der Literatur entstammenden Richtwerte jedoch, insbesondere bei nicht ausschließlicher Betrachtung von einzelnen Elementen sondern Elementverhältnissen, nicht immer zu plausiblen Ergebnissen, so daß eine eingehendere Überprüfung ihrer physiologischen Relevanz und Interpretierbarkeit angeraten erscheint.**

Bei der Entnahme der **Boden- und Humusproben** wurden von einigen Ländern Probleme bei der exakten Trennung der Humusaufgabe vom obersten Mineralbodenhorizont berichtet, was sich z.T. auch in den Analyseergebnissen nachvollziehen läßt (z.B. extrem hohe Ca-Vorräte in der Auflage carbonathaltiger Böden). Ferner ist davon auszugehen, daß die für die Berechnung der Elementvorräte notwendige Ermittlung der Feinbodenmenge aufgrund von Trockenraumdichte und Skelettgehalt mit unterschiedlicher Genauigkeit durchgeführt wurde, je nachdem, ob es sich um Böden mit einem hohen oder geringen Grobskelettanteil handelte oder die Schätzung im Gelände oder Labor erfolgte. Auch die Berechnung von tiefenstufenweisen Elementvorräten aus horizontweise beprobten Profilen setzt die Vergleichbarkeit der Ergebnisse herab, da in diesem Fall näherungsweise von einer gleichbleibenden oder linearen Verteilung innerhalb der Horizonte ausgegangen wird. Das Fehlerausmaß könnte anhand gleichzeitig tiefen- und horizontweise beprobter Stichprobeneinheiten abgeschätzt werden. In den vorliegenden Untersuchung wurde die Vergleichbarkeit der Mineralbodenvorräte vorausgesetzt. Die Stoffvorräte der Humusaufgabe wurden dagegen nur eingeschränkt ausgewertet, da die Ringanalysen erhebliche methodische Unterschiede bei der Bestimmung der Elemente K, Ca, Mg, Mn, Al, und Fe dokumentierten.

Datenauswertung

Die Datenübermittlung war - bis auf wenige Ausnahmen - Ende Mai 1996 abgeschlossen. Parallel zur Datenübermittlung erfolgte bis zum Juli 1996 die Plausibilitätskontrolle der eingegangenen Daten. Für die **Homogenisierung der Datensätze** war ein hoher Zeitaufwand erforderlich, der im wesentlichen aus nicht dokumentierten Abweichungen von dem vereinbarten Datenformat und dadurch notwendigen Rückfragen und Korrekturen in der Datenbank resultierte. Wie sich im Verlauf der Datenanalyse zeigte, muß davon ausgegangen werden, daß nicht alle Inkonsistenzen im Datenmaterial bereits vor der endgültigen Auswertung aufgedeckt werden konnten. Somit ergab sich die Notwendigkeit in gravierenden Fällen auch

während der Auswertungen Änderungen der Datenbasis vorzunehmen. Kleinere Inhomogenitäten werden bei dem vorliegenden hohen Stichprobenumfang durch die Bildung von Perzentil- und Bewertungsklassen nivelliert.

Nur der Aufbau eines **flexiblen Datenbanksystems** und die exakte Trennung von Datenbasis und Verarbeitungsfunktionen ermöglichte bereits vor Abschluß der Datenübermittlung die weitreichende Vorbereitung der statistischen Auswertungen ohne die die fristgerechte Datenauswertung nicht möglich gewesen wäre. Auch die Bewertung der Analyseergebnisse im Anhalt an Richtwerte aus der Literatur war bereits vor Ende des Dateneinganges programmiert. Im Zuge weiterer wissenschaftlicher Erkenntnisse besteht jederzeit die Möglichkeit der Änderung bzw. Ergänzung dieser Bewertungsdateien. Die Datenbank ermöglicht nun die Auswertung nach beliebigen Straten und kann problemlos um zusätzliche Merkmale ergänzt werden. Auch im Fall einer Folgeinventur ist das zugrundegelegte Konzept für die Herleitung von Veränderungen flexibel erweiterbar. Um der eigentlichen Datenanalyse und Ergebnisbewertung einen angemessenen Zeitraum zu gewähren, muß bei Folgeinventuren aber vor allem ein homogenerer, d.h. sachlich richtiger, formal korrekt abgelegter und termingerechter Dateneingang gewährleistet werden.

6.2 Zustand der Waldökosysteme

Eine der Hauptfunktionen des Bodens ist die Regulation von Prozessen. Störungen der ökosystemaren Elementkreisläufe, Nährstoffungleichgewichte sowie Veränderungen der Dynamik von Stoffumsetzungsprozessen können als Auslöser für sichtbare Schäden wirksam werden. Vor dem Hintergrund des großflächigen Auftretens „neuartiger Waldschäden“ bestand das Ziel der BZE darin, regional differenziert Erkenntnisse über den aktuellen bodenchemischen Zustand und die Bedeutung des Bodens speziell bezüglich der folgenden konkreten Problembereiche zu gewinnen:

- **Ausmaß der Bodenversauerung und Basenverarmung**
- **Risiken für Grund- und Quellwasser**
- **Engpässe in der Baumernährung**
- **Nährstoffungleichgewichte infolge erhöhter Stickstoffeinträge**

Auf die genannten Problembereiche wird in der folgenden synoptischen Bewertung der in Kap.5 dargelegten BZE-Ergebnisse eingegangen. Die getroffenen Aussagen gelten entsprechend den Ausführungen in Kap.6.1 auf dem Skalenniveau der BZE-Betrachtungsebene (Waldfläche Deutschlands) für die repräsentative Stichprobe der BZE-Erhebungspunkte.

Bodenversauerung und Basenverarmung

Die **Bodenversauerung** stellt unter humiden Klimaverhältnissen einen natürlichen Vorgang dar. Säuren entstehen im Boden vor allem durch das beim mikrobiellen Abbau von Biomasse und der Wurzelatmung freigesetzte CO₂ sowie bei der Nitrifizierung und Humifizierung. Die Ausbildung unterschiedlicher Bodentypen und Humusformen ist unter anderem eine Folge dieses natürlichen pedogenetischen Prozesses. Außer vom H-Ionenanfall hängt die Versauerungsgeschwindigkeit vor allem von der Pufferungsfähigkeit der jeweiligen Böden ab. Je besser ein Boden gepuffert ist, desto langsamer nimmt bei gleichem H-Ionenanfall der pH-Wert ab.

Vor diesem Hintergrund ist es beachtenswert, daß sich anthropogene Veränderungen des Bodenchemismus im allgemeinen von den durch natürliche Prozesse bedingten wesentlich im **Zeitaspekt** ihres Wirksamwerdens unterscheiden. Die Entkopplung der Dynamik von Prozessen ist charakteristisch für den Einfluß des Menschen auf natürliche Systeme. Bezüglich der Bodenversauerung belegen historische Vergleichsuntersuchungen das Ausmaß der anthropogenen Komponente besonders deutlich (z.B. BUBERL et al. 1994, BUTZKE 1981, HILDEBRAND 1987, ULRICH et al. 1989, WITTMANN & FETZER 1982, VON ZEJSCHWITZ 1985). Die dabei aufgezeigten drastischen pH-Abnahmen und Basenverluste innerhalb der vergangenen Dekaden sind Beleg für den Einfluß der anthropogenen sauren Deposition auf zahlreichen Waldstandorten Deutschlands.

Während sich das Ausmaß der Versauerungsdynamik anhand der BZE-Daten erst nach einer Wiederholungsinventur bundesweit quantifizieren lassen wird, sind aufgrund des vorliegenden Materials bereits Aussagen zum **aktuellen Versauerungsstatus** der Waldböden möglich. Die geringen Streubreiten bodenchemischer Parameter trotz der gegebenen Vielfalt an geologischen Ausgangssubstraten, Bodentypen, unterschiedlichen Nutzungsgeschichten und Bestandesbehandlungen verdeutlichen bereits die aktuelle Tendenz einer Nivellierung des chemischen Oberbodenzustandes. So befinden sich heute mehr als 80 % der untersuchten carbonatfreien Standorte bis in 30 cm Tiefe im Aluminium- oder Eisenpufferbereich ($\text{pH} < 4.2$), mehr als 60 % weisen sehr geringe oder geringe Basensättigungen auf ($\text{BS} < 15 \%$). Die pH-Werte im Oh-Horizont von Böden mit Auflage-Humusformen liegen im Durchschnitt bei pH 3.0 (Median); 10 % dieser Punkte weisen pH-Werte < 2.6 auf.

Die **Nivellierung des Oberbodenzustands** drückt sich auch in den extrem asymmetrischen Häufigkeitsverteilungen bodenchemischer Kennwerte wie der Basensättigung aus. Erst in größerer Tiefe nähern sich die Häufigkeitsverteilungen in der Regel einem symmetrischen Kurvenverlauf an. Die für den Oberboden konstatierte Verschiebung der Mediane in Richtung minimaler Werte und die Verdichtung der Parameterausprägungen im Minimumbereich kann als Tendenz einer Verringerung der natürlichen (substratbedingten) Variabilität auf niedrigem Niveau interpretiert werden. Dabei tritt im Bereich sehr hoher Basensättigungsgrade ($\text{BS} > 85 \%$) in allen Tiefen ein sekundäres Häufigkeitsmaximum auf, in dem sich die noch gut gepufferten Standorte auf carbonathaltigem Ausgangsmaterial widerspiegeln.

Entsprechend heben sich bei den meisten der untersuchten Parameter lediglich die Standorte auf Carbonatgestein (Schwäbisch-Fränkische Alb, Bayerische Alpen) sowie Standorte mit oberflächlich anstehendem Geschiebemergel deutlich von den übrigen (kalkfreien) Substraten ab. Der Anteil der Kalkstandorte (Substratgruppe 1, vgl. Kap.5.1) beträgt an der Gesamtstichprobe allerdings nur 8.6 %. Regional zeichnen sich außerdem Böden auf Basalt bzw. Diabas (Vogelsberg, Westerwald) durch eine bessere Ausstattung mit Neutralkationen aus (HOCKE 1995).

Gegenüber den erheblichen Unterschieden im lithogenen Mineralbestand der einzelnen Ausgangssubstrate - die Spanne reicht von Tonstein bis zu armen pleistozänen Sanden - erscheinen die aktuellen substratspezifischen Differenzen ausgesprochen gering. Auch pedogenetische Unterschiede (Bodentyp, Humusform) spiegeln sich nicht in zu erwartendem Maß in den chemischen Kennwerten wider. So zeichnen sich lediglich die Podsole durch eine gegenüber dem Durchschnitt deutlich stärker ausgeprägte Versauerung im Wurzelraum aus.

Damit verdeutlicht die BZE-Stichprobe, daß sich die Versauerung nicht auf die von Natur aus schwach gepufferten Substrate beschränkt, sondern daß (mit Ausnahme der Carbonatstandorte) von einer **flächendeckenden, weitgehend substratunabhängigen Versauerung und Basenverarmung im Oberboden** ausgegangen werden muß. Bei den Böden, die sich

aktuell an der Grenze zwischen Aluminium- und Austauscherpufferbereich befinden, variieren die Basensättigungsgrade in einer extrem breiten Spanne und können Werte $< 5\%$ (10-Perzentil) annehmen (vgl. Kap.5.2.3, Abb.21). Hierin kommt die gegenwärtig hohe Dynamik des chemischen Zustands vieler Böden klar zum Ausdruck. Bereits kleine pH-Abnahmen können unter diesen Bedingungen durch morphologisch noch nicht erkennbare eluviale Prozesse zu einer sprunghaften Reduktion des Basenanteils am Austauschkomplex führen. Die Elastizität gegenüber weiterer Säurezufuhr ist dann entscheidend reduziert.

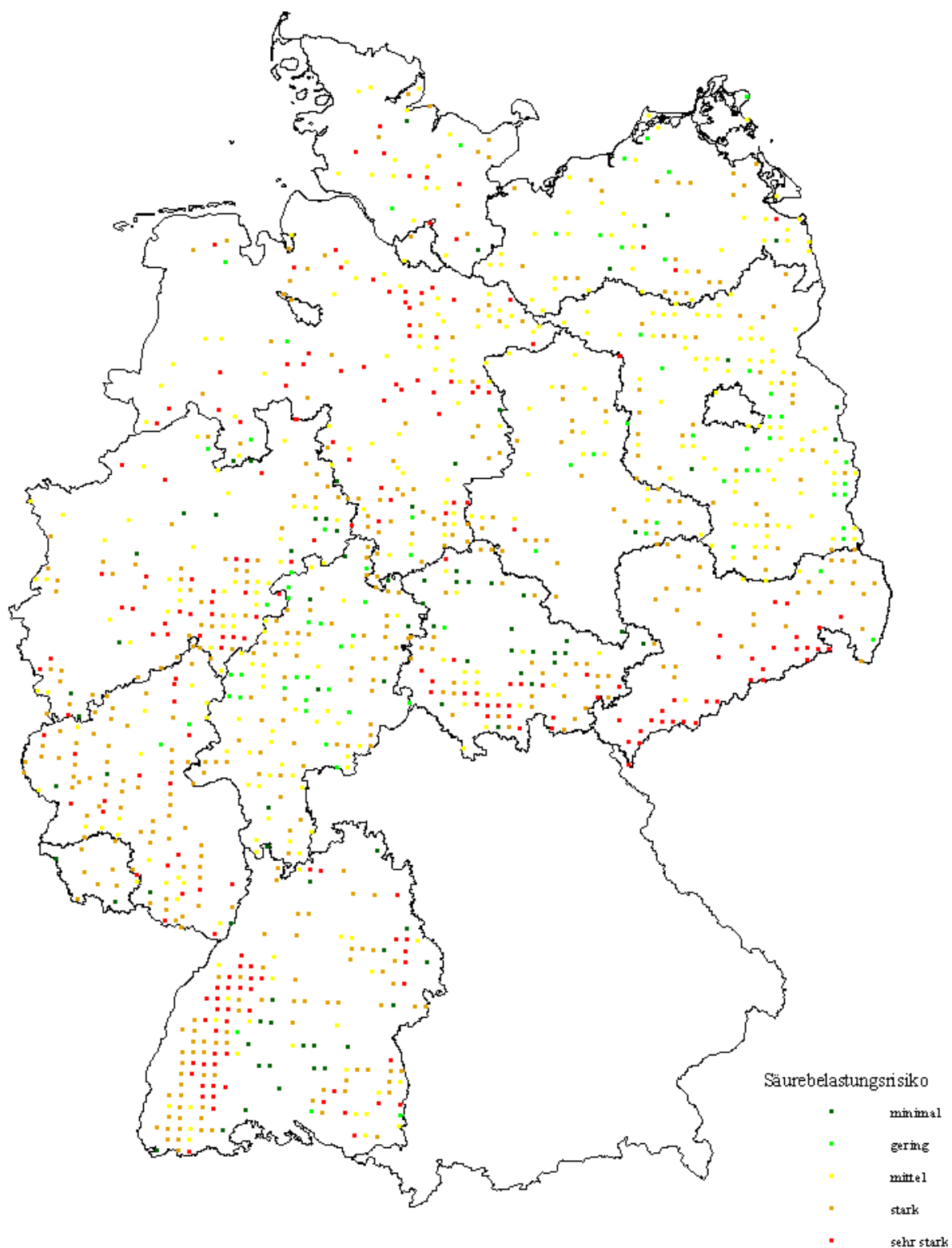
In Kap.5.2.3 konnte anhand des breit gefächerten BZE-Materials graphisch veranschaulicht werden, wie sich die **Belegung des Austauschers** mit den Elementen Mangan, Aluminium und Eisen in Abhängigkeit vom jeweiligen Pufferbereich verändert (Abb.26). Dabei diente die bestehende räumliche Bodenvariabilität als Indikator für funktionale Wirkungszusammenhänge, die de facto aus zeitlich versetzt ablaufenden Prozessen resultieren. Es wurde verdeutlicht, wie bei sinkendem pH-Wert im Zuge der Auflösung von Tonmineralen und pedogenen (Hydr-)Oxiden die darin fixierten Metalle zunehmend mobilisiert werden. Hohe Lösungskonzentrationen dieser als **potentiell toxische Kationsäuren** wirksamen Metalle können Schäden an den Pflanzenwurzeln zur Folge haben.

Aufgrund der kombinierten Bewertung von pH-Werten im Ober- und Unterboden bzw. deren Zuordnung zu Pufferbereichen läßt sich nach AK STANDORTSKARTIERUNG (1996) das **Säurebelastungsrisiko** für mittlere und anspruchsvolle Pflanzen abschätzen (Bewertungsrahmen in Anhang II). Dabei sollte jedoch berücksichtigt werden, daß die Ermittlung der in einem Boden vorherrschend wirksamen Puffersysteme allein anhand des pH-Wertes nur beschränkt möglich ist (vgl. Kap.5.2.3).

Nach diesem Bewertungsrahmen befinden sich **23 %** der BZE Punkte (ohne Bayern) im Bereich eines *sehr starken* und **45 %** im Bereich eines *starken* Säurerisikos. Für Standorte dieser Einstufung sind geringe Calcium- und hohe Aluminiumgehalte in den Feinwurzeln der Bäume charakteristisch. Es kann zu Schäden an den Wurzelspitzen und dadurch zu gehemmtem Längenwachstum der Feinwurzeln kommen. Die Folgen können Beeinträchtigungen des Nährstoff- und Wasserhaushaltes der betroffenen Bäume sein. Für insgesamt **23 %** der BZE-Punkte ist das Risiko der Säurebelastung *mittel* oder *gering*. Hier findet im Zuge fortschreitender Versauerung eine Verdrängung säureintoleranter (kalkholder) Arten statt. In diese Bewertungsstufe fallen auch viele Untersuchungsstandorte auf armen pleistozänen Sanden im Nordostdeutschen Tiefland. Bei diesen Standorten muß vermutet werden, daß basisch wirkende **Flugascheimmissionen** zur Pufferung eines Teils der atmogenen Säuredeposition beigetragen haben. Auf weniger als **10 %** der Stichprobenpunkte besteht ein *minimales* Säurebelastungsrisiko, welches dadurch gekennzeichnet ist, daß sich der gesamte Wurzelraum im Carbonat- oder Silikatpufferbereich ($\text{pH} > 5.0$) befindet. Die kartographische Darstellung der Bewertungsstufen zeigt Abb.67.

Bodenversauerung wirkt sich auch auf die **Dynamik der Transformationsprozesse** in Böden aus. Bei niedrigen pH-Werten ist die Aktivität der Mikroorganismen und Bodentiere stark reduziert, die Streuzersetzung verläuft entsprechend verlangsamt, und die Freisetzung von Nährelementen aus der organischen Substanz verzögert sich. Außerdem kann die im Zuge der Versauerung erhöhte **Mobilität von Schwermetallen** zu Vitalitätsverlusten der Mikroflora und -fauna führen und so eine zusätzliche Verlangsamung der Transformationsprozesse bewirken. Gemessen an den von TYLER (1992) ermittelten Orientierungswerten für Schwermetallgesamtgehalte im Humus, bei deren Überschreitung mit einer zunehmenden Beeinträchtigung von Mikroorganismen und Invertebraten zu rechnen ist, liegen kritische Konzentrationen bei **38 %** (Kupfer) bzw. **25 %** (Blei) der BZE-Punkte vor (Kap.5.2.5). Die Elemente

Kupfer und Blei reichern sich durch die Bildung stabiler metallorganischer Komplexe besonders stark im Auflagehumus an. Potentiell toxische Zink- oder Cadmiumgehalte wurden nur für 2 % bzw. 1 % der Untersuchungspunkte ermittelt, was vor dem Hintergrund der wesentlich leichteren Verlagerbarkeit und Auswaschung dieser mobilen Elemente gesehen werden muß (s.u.).



**Abb.67: Bewertung des Risikos der Säurebelastung für mittlere
und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften
(nach AK STANDORTSKARTIERUNG 1996)**

Die Transformationsfunktion der Böden hängt wesentlich von der Vitalität der Bodenorganismen ab und ist für den Ökosystemhaushalt von zentraler Bedeutung. Sie dient der Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe (Nährstoffaufnahme - Streufall - Mineralisierung) und ist auf den häufig silikatarmer Ausgangssubstraten der Waldböden für die nachhaltige Nährstoffversorgung der Pflanzen lebensnotwendig. Die BZE-Stichprobe zeigt in diesem Zusammenhang, daß sich insbesondere bei denjenigen Standorten, die sich durch Nährstoffarmut und ungünstige Humusformen auszeichnen, der überwiegende Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährelementvorrates (v.a. an Calcium und Magnesium) derzeit in der Humusauflage befindet. Durch die **Akkumulation von organischer Substanz in der Auflage** infolge gehemmter Zersetzung werden den Stoffkreisläufen dieser Ökosysteme wesentliche Nährstoffmengen (vorübergehend) entzogen. Eine besondere Gefahr des Nährstoffverlustes ergibt sich hier, wenn es bei plötzlich gesteigerter Mineralisation - beispielsweise infolge von Kahlhieb, Sturmwurf, Kalkungsmaßnahmen oder intensiver Bodenbearbeitung - zur Mobilisierung und Auswaschung dieser Elemente kommt. Die erhöhten Vorräte in der Humusauflage stellen insofern einen besonders labilen und gefährdeten Nährstoffpool dar und sind Ausdruck einer zeitlichen Entkopplung von natürlichen Prozeßabläufen, durch welche sich in Verbindung mit der Nährelementverlusten aus dem Mineralboden zunehmend instabile Versorgungssituationen einstellen können.

Unter den stark sauren Verhältnissen vieler BZE-Standorte ist davon auszugehen, daß die Stickstoffmineralisation deutlich reduziert ist, was sich in weiten **C/N-Verhältnissen** der organischen Substanz äußern müßte. Das C/N-Verhältnis gilt als Indikator für die biologische Bodenaktivität und sollte dementsprechend qualitativ mit dem aktuellen Aciditätszustand der Böden korrelieren. Die BZE-Ergebnisse verdeutlichen indes eine Diskrepanz zwischen Aciditätszustand und C/N-Verhältnissen. Das ungewöhnliche Auftreten von äußerst starker Oberbodenversauerung bei gleichzeitig relativ engen C/N-Verhältnissen muß auf den betroffenen Standorten als Indiz für die **Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff** interpretiert werden.

VON ZEZSCHWITZ (1980) leitet aus Analysedaten von Böden in naturnahen Wäldern des Westfälischen Berglandes für verschiedene **Humusformen** folgende typische Bereiche der C/N-Verhältnisse ab:

	Mull	mullartig er Moder	typischer Moder	rohhumusartig er Moder	Rohhumus
C/N-Bereich:	10-17	17-20	20-26	25-31	29-38

Der Vergleich dieser Werte mit den nach Humusformen stratifizierten C/N-Verhältnissen der BZE-Stichprobe (Kap.5.2.2) macht deutlich, daß bei den „ungünstigen“ Humusformen Rohhumus und rohhumusartigem Moder deutlich engere C/N-Verhältnisse angetroffen werden. Deren mittlere Werte liegen aktuell bei **ca. 24**; eine Differenzierung zwischen den Auflage-Humusformen zeichnet sich auch bei Hinzunahme der Bodenreaktion nicht ab (Kap.5.2.2).

Es kann mithin davon ausgegangen werden, daß selbst relativ schnell veränderbare pedogenetische Merkmale wie die morphologische Humusform nicht mehr mit spezifischen bodenchemischen Zustandsgrößen korrespondieren. Die (über)reichliche Stickstoffversorgung

infolge atmogener N-Einträge kann auf den sauren, natürlicherweise N-limitierten Standorten eine **gesteigerte Biomassenproduktion** bewirken (Düngungseffekt) und so indirekt die Basenverarmung im Mineralboden durch erhöhte Nährstoffentnahme der Pflanzen sowie die Streuakkumulation stark forcieren. Die möglichen Folgen sind zunehmender **Wasserstress** und **Disproportionen in der Waldernährung**, die auf den betroffenen Standorten - trotz aktuell oft sehr hoher Wuchsleistungen - zu einer **Destabilisierung der Waldökosysteme** führen können.

Risiken für Quell- und Grundwasser

Die Filterwirkung von Waldböden gegenüber deponierten Schadstoffen ist für die Trinkwassergewinnung von essentieller Bedeutung. Die mit der Bodenversauerung einhergehende Mobilisierung von Aluminium, Eisen und Mangan sowie Schwermetallen induziert erhöhte Konzentrationen dieser Elemente auch im aus Waldökosystemen abfließenden Sicker- und Oberflächenwasser. Die Folge ist eine Beeinträchtigung der chemischen Qualität des oberflächennahen Grundwasserleiters und der Waldbäche, wodurch sich ein Gefährdungspotential für die Trinkwasserversorgung der Bevölkerung entwickeln kann.

Gravierende Gewässerversauerungen wurden bereits seit den sechziger Jahren in Schweden beobachtet. Wie forsthydrologische Befunde beispielsweise aus Nordhessen (Reinhartswald) anhand langjähriger Zeitreihen vor Augen führen, sind gewässerschädliche Auswirkungen infolge fortschreitender Bodenversauerung auch in Deutschland regional bereits deutlich erkennbar. So liegen die **bodenbürtigen Aluminium- und Mangankonzentrationen** von aus Waldökosystemen abfließendem Bachwasser im Forschungsgebiet Rheinhardswald um ein Vielfaches über den EG-Grenzwerten für Trinkwassergebrauch (vgl. BRECHTEL 1989).

Die BZE-Daten zeigen zunächst, daß die Versauerung im allgemeinen erwartungsgemäß mit zunehmender Bodentiefe abnimmt. In 60-90 cm Tiefe befinden sich noch etwa **50 %** aller BZE-Punkte im Aluminium oder Eisen/Aluminium-Pufferbereich. Die durchschnittliche Basensättigung beträgt in dieser Tiefe **31 %** und ist damit als *mäßig* bis *mittel* einzustufen. Bemerkenswert ist, daß sich im Unterboden eine klare Abhängigkeit der chemischen Kennwerte von geo-/ pedogenetischen Merkmalen nachweisen läßt. Die geringste Tiefenversauerung läßt sich für **Kalkverwitterungsböden** (Kalkstein, Mergel, etc.) konstatieren, auch wenn diese teilweise im Oberboden bereits carbonatfrei sind und hier sehr niedrige pH-Werte auftreten können. Am deutlichsten ist die aktuelle Tiefenversauerung auf den pufferschwachen **Verwitterungslehmen aus quarzreichen Festgesteinen**, wie Sandstein, sauren Metamorphiten und Magmatiten ausgeprägt. Deren Anteil am Gesamtkollektiv beträgt 30 %. Die Basensättigung im Unterboden dieser Substrate wird bei rund zwei Drittel der Stichprobe als *gering* oder *sehr gering* bewertet (BS < 15 %); etwa 80 % der Punkte befinden sich bis in 90 cm Tiefe im Aluminium- oder Eisen/Aluminium-Pufferbereich. Für die Substratgruppe der **pleistozänen Sande** wird dagegen zumindest im Durchschnitt eine nicht so ausgeprägte Tiefenversauerung konstatiert. Dies kann auf Grundwassereinflüsse, gut gepufferte Mergel- bzw. Lehmschichten in den Unterböden oder auch auf den Silikatreichtum mancher jungpleistozänen Sandstandorte zurückzuführen sein. Gleichwohl sind die insgesamt höchsten Versauerungsgrade des Unterbodens - gemessen an der Austauschbelegung mit Kationsäuren - auf den pleistozänen Sanden zu finden. Die kartographischen Darstellungen der Protonen- und Eisensättigungen des Austauschers (vgl. Bd.2, IV/6) dokumentieren, daß nahezu alle BZE-Punkte mit *sehr hohen* Eisen- und Protonensättigungen im Unterboden (H+Fe-Sättigungsgrad > 10 %) im Norddeutschen Tiefland (v.a. Schleswig-Holstein) liegen. Auf den betroffenen Standorten muß davon ausgegangen werden, daß anthropogen eingetragene Säuren im Boden nicht mehr gepuffert werden können und bei entsprechenden

hydrologischen Verhältnissen mit großer Wahrscheinlichkeit unmittelbar in den Grundwasserleiter gelangen.

Auch zwischen pedogenen Straten zeichnet sich im Unterboden eine deutliche Differenzierung der Versauerung ab. So variiert der Anteil von Punkten mit *geringen* und *sehr geringen* Basensättigungen in 60-90 cm Tiefe in Abhängigkeit vom Hauptbodentyp wie folgt:

Anteil [%] der Standorte mit Basensättigung < 15 % in 60-90 cm Tiefe	
Parabraunerde:	7 %
Pseudogley:	20 %
Braunerde (inkl. Podsol-Braunerde):	40 %
Podsol (inkl. Braunerde-Podsol):	60 %

Zusammenfassend kann also davon ausgegangen werden, daß der Fortschritt der Versauerungsfront in die Tiefe und damit die Gefahr der Grundwasserbelastung durch bodenbürtige Kationsäuren stark vom Ausgangsmaterial und der Bodenentwicklung abhängen. Durch den atmogenen Eintrag starker Mineralsäuren, für deren Neutralisation insbesondere in den Podsolen und Podsol-Braunerden quarzreicher Substrate häufig aufgrund der Vorsensibilisierung durch natürliche Versauerungsprozesse nur noch geringe Pufferreserven zur Verfügung stehen, können Risiken für das Quell- und Grundwasser bei entsprechenden hydrogeologischen Verhältnissen im Untergrund nicht mehr ausgeschlossen werden.

Neben der Belastung des Quell- und Grundwassers durch Kationsäuren stellt die Verlagerung von versauerungsbedingt mobilisierten **Schwermetallen** ein Gefahrenpotential für die Hydrosphäre dar. Insbesondere steigt die Löslichkeit der Elemente Cadmium und Zink bereits im mäßig sauren Bereich erheblich an. Für den Austrag mit dem Sickerwasser spielt es dabei keine Rolle, ob die Schwermetalle geogenen Ursprungs sind oder aus der atmosphärischen Deposition stammen. In diesem Zusammenhang ist es ein wichtiges Ergebnis der bundesweiten BZE-Auswertung, daß die Cadmium- und Zinkgehalte auf den Kalkstandorten der Bayerischen Alpen und Fränkischen Alb überwiegend als *sehr hoch* zu bewerten sind und damit derselben Bewertungsstufe angehören wie die Standorte in den ermittelten Hauptbelastungsgebieten Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Harz und Erzgebirge, wo die regionale Häufung von lokalen Emittenten eine besondere Rolle spielt. Hieraus ist zu schlußfolgern, daß die atmogene (Hintergrund-)belastung allein auf der Basis von Schwermetallgehalten im Boden deutlich unterschätzt wird. In den Belastungsgebieten mit hohen atmogenen Schwermetalleinträgen, ist davon auszugehen, daß bei niedrigem pH im Oberboden bereits **größere Zink- und Cadmiummengen ausgewaschen** worden sind.

Entscheidende Faktoren hinsichtlich der Gefahr einer Grundwasserkontamination durch Schwermetalle sind neben der Eintragssituation und dem elementspezifischen Löslichkeitsverhalten vor allem die Filter- und Puffereigenschaften der Böden, die in erster Linie vom pH-Wert und Humusgehalt abhängen. Wie auch Untersuchungen von BREDEMEIER et al. (1987) zeigen, wirken saure Waldböden derzeit eher als Quelle denn als Senke für diejenigen Schwermetalle, deren Mobilität besonders von der Bodenreaktion abhängt (Cd, Zn). So weist Cadmium gemessen an der atmosphärischen Deposition und dem Sickerwasseraustrag in sauren Waldökosystemen eine negative Bilanz auf, während für das relativ immobile Element Blei im allgemeinen eine positive Bilanz (Akkumulation) konstatiert wird. **Hieraus wird deutlich, daß selbst bei verminderten Schwermetalleinträgen noch über lange Zeiträume hinweg potentiell schädliche Wirkungen von akkumulierten Schwermetallen auf die**

Hydro-/ Bio-Sphäre ausgehen können, wenn es aufgrund von Veränderungen der Bodeneigenschaften zu ihrer Mobilisierung kommt.

Abschließend sei auf die Gefahr der Grundwasserbelastung durch **Nitratauswaschung** hingewiesen. Wie bereits dargelegt, geben die BZE-Daten Hinweise auf bedeutende atmogene Stickstoffeinträge und eine Akkumulation von Stickstoff in den Humusaufgaben der sauren Waldböden. Bei einer, z.B. durch anthropogene Eingriffe induzierten, kurzfristig stark erhöhten Mineralisation ist mit entsprechend hohen Nitratausträgen aus den betroffenen Waldökosystemen zu rechnen, die in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Verhältnissen ebenfalls zur Beeinträchtigung der Grundwasserqualität beitragen können.

Ernährungssituation der Bäume

Die Nährelementgehalte der Assimilationsorgane lassen Rückschlüsse auf die Ernährungssituation von Waldbäumen zu. Während aufgrund der im Humus- oder Mineralboden gespeicherten Nährelementvorräte v.a. die mittel- bis langfristige Nährstoffversorgung von Waldbeständen eingeschätzt werden kann, zeigen die Nadel-/ Blattgehalte die **aktuelle** Ernährungssituation zum Inventurzeitpunkt an. Gut ernährte Waldbäume sind gegen von außen auf das Ökosystem Wald wirksame Stressoren widerstandsfähiger als schlechter ernährte Bäume. Ein guter Ernährungszustand ist somit notwendige Voraussetzung für einen optimalen Gesundheitszustand. Die Interpretation der **Elementgesamtgehalte** hinsichtlich ihrer physiologischen Wirksamkeit ist oft schwierig; zur Beurteilung einer akuten Unterversorgung oder Mangelsituation sind jedoch auch die Gesamtgehalte ohne Differenzierung nach Bindungsformen ausreichend (HÜTTL 1991).

Eine wesentliche Einflußgröße auf die Nährelementversorgung ist der aktuelle bodenchemische Zustand im Hauptwurzelraum. Die Stratifizierung der absoluten Elementgehalte in Nadeln und Blättern nach geo-/ pedogenetischen Eigenschaften ergibt jedoch nur eine geringe Differenzierung des Gesamtkollektivs. Deutliche Gruppen bilden meist nur Böden auf carbonathaltigem Substrat (Humusform Mull, Rendzinen und Terrae fuscae) einerseits und die Podsole bzw. Böden mit Rohhumusdecken andererseits.

Hauptnährelemente

Die **Stickstoffversorgung** der untersuchten Baumarten ist - abgesehen von den Bayerischen Alpen, dem Thüringer Wald und Baden-Württemberg - überwiegend reichlich bis überreichlich. Sie unterliegt einem geo-/ pedogenetisch nicht zu erklärendem Nord-Süd-Gefälle. Besonders hohe N-Gehalte finden sich überwiegend in Kiefernadeln auf pleistozänen Sanden. Die Gültigkeit des für Kiefernadeln verwendeten Bewertungsrahmens sollte anhand lokaler physiologischer Untersuchungen zur N-Ernährung verifiziert werden. Disharmonische Relationen zu den Nährelementen Phosphor, Kalium und Magnesium deuten auf vielen Untersuchungsstandorten eine vermutlich eintragsbedingte N-Überernährung an, welche bei anderen Nährelementen eine Mangelsituation hervorrufen kann.

Für die Mehrzahl der BZE-Punkte ist die **Phosphorversorgung** als labil einzustufen (*sehr geringe* bzw. *geringe* P-Gehalte für mehr als 50 % der berücksichtigten BZE-Punkte). Zur Verifizierung dieses Befundes erscheint die Überprüfung des verwendeten P-Bewertungsrahmens angeraten. Extrem niedrig sind die Phosphorgehalte in Fichtennadeln aus den Bayerischen Alpen. Phosphorunterversorgung bei gleichzeitig angespannter Mg-Versorgung zeichnet sich in den Regionen Rheinisches Schiefergebirge, Nordschwarzwald, Spessart, Erzgebirge und Thüringer Wald ab. Die erhöhten Schwefelgehalte in den Assimilationsorganen weisen diese Gebiete im übrigen als Belastungsschwerpunkte bezüglich der Schwefelimmissionen aus. Insgesamt muß davon ausgegangen werden, daß die ungünstigsten P-

Ernährungssituationen zum einen auf stark versauerten, zum anderen auf carbonathaltigen Böden vorliegen. Dieser Befund erscheint plausibel, da in beiden Fällen die Pflanzenverfügbarkeit des Bodenphosphates infolge Bildung schwer löslicher Ca- bzw. Al- und Fe-Phosphate eingeschränkt ist.

Bezüglich der **Kaliumversorgung** sind punktuell für alle Baumarten Anzeichen für eine potentielle Mangelsituation gegeben. Allerdings betrifft dies weniger als **10 %** der Standorte und die Ernährungssituation kann bei alleiniger Betrachtung der Kaliumgesamtgehalte (mit Ausnahme von Fichtenbeständen auf Carbonatstandorten) als gesichert angesehen werden. Unter Berücksichtigung einer harmonischen Nährelementrelation (N/K) muß aber für **93 %** der untersuchten Kiefernbestände eine durch N-Überernährung induzierte labile K-Versorgung konstatiert werden. Die für diese Einschätzung verwendeten N/K-Grenzwerte sollten unbedingt überprüft werden.

Auch für die analysierten Fichtenbestände stellt der N/K-Quotient den deutlich sensibleren Indikator für eine mögliche K-Mangelsituation dar. Die Untersuchungen von HÜTTL (1991) und SCHULZE et al. (1987) bestätigen, daß K-Mangelscheinungen häufiger in ausreichend als in schwach N-versorgten Fichtenbeständen auftreten. Ein direkter Bezug zwischen dem Kaliumvorrat im Wurzelraum und der Kaliumversorgung von Nadeln und Blättern ist dabei anhand der räumlichen Muster nicht deutlich nachzuweisen. HILDEBRAND (1991) sowie HILDEBRAND & v. WILPERT (1993) konnten dagegen zeigen, daß die Kaliumversorgung weniger vom Gesamtvorrat an austauschbaren Kalium abhängt, als von dessen Verfügbarkeit. Die Verarmung von an den Aggregatoberflächen gebundenem Kalium wirkt sich daher - auch bei noch ausreichend hohen Kaliumgesamtvorräten - stark auf die Ernährungssituation der Pflanzen aus. Möglicherweise erklärt dies den seit Beginn der 80er Jahre regional häufig beobachteten K-Mangel auf entkalkten schluffreichen Substraten (vgl. auch HÜTTL 1991, v. WILPERT & HILDEBRAND 1994).

Bewertet auf der Grundlage der Ca-Gesamtgehalte kann die **Calciumversorgung** im allgemeinen als ausreichend gelten. Mangelscheinungen sind selten. Sie sind am ehesten auf Kiefernstandorten der pleistozänen Sande mit Humusformen geringer biologischer Aktivität (Rohhumus) zu erwarten. Vermutlich bedingt durch basische Staubeinträge wird aber der bodenchemische Zustand v.a. in Ostdeutschland soweit überlagert, daß auch die Ca-Ernährungslage dieser Substrate und von Bodentypen mit geringerem Nährelementpotential (z.B. Podsole) häufig noch als ausreichend einzustufen ist. Geringe Calciumgehalte treten auf den pleistozänen Sanden häufig in Verbindung mit geringeren Mg-Gehalten auf. Niedrige Ca-Gehalte bei gleichzeitigem Mg-Mangel sind für die untersuchten Fichten und Kiefern aus dem Rheinischen Schiefergebirge, dem Pfälzerwald und dem Nordschwarzwald typisch. Bemerkenswert ist, daß Diskrepanzen zwischen den empirischen Daten und den Referenzwerten zu einer grundsätzlich schlechteren Bewertung der Ca-Ernährung führen, wenn die Beurteilung anhand des dritten Nadeljahrgangs gegenüber dem ersten Nadeljahrgang erfolgt. Demgegenüber weisen die Stickstoffquotienten (N/Ca) überhaupt keine Ca-Mangelstandorte aus. Eine Überprüfung der Bewertungsrahmen für Ca erscheint daher angeraten.

Die **Magnesiumversorgung** ist für alle Baumarten angespannt, wobei sich deutliche regionale Unterschiede abzeichnen, welche in erster Linie substratbedingt sind. 15 % der Buchen-, 43 % der Kiefern- und 57 % der Fichtenstandorte unterschreiten nach dem hier verwendeten Schätzrahmen die Mg-Mangelgrenze. Bedingt durch das artspezifische Aufnahmeverhalten der Baumarten Fichte und Kiefer für Magnesium unterscheiden sich die Elementgehalte in den Nadeln dieser Baumarten, der Bewertungsschlüssel ist jedoch undifferenziert. Eine baumartenspezifische Verifizierung des verwendeten Schätzrahmens erscheint

notwendig. Für 2.5 % der Fichtenflächen weisen die Nadelanalysen eindeutig auf extreme Mg-Unterversorgung zurückzuführende Nadelvergilbungen aus. Die niedrigen Mg-Gehalte von Fichtennadeln sind besonders häufig im Nordschwarzwald, Odenwald, Thüringer Wald, Pfälzerwald, Rheinischen Schiefergebirge sowie lokal im Erzgebirge. Niedrige Mg-Gehalte in Buchenblättern wurden v.a. im südwestniedersächsischen Bergland beobachtet. Wie die Auswertung der WSE-Ansprachen gezeigt hat, treten in dieser Region überdurchschnittlich viele Vergilbungen auf. Die Nadel-/ Blattanalysen weisen aber auch für einen großen Anteil der BZE-Standorte Mg-Versorgungsengpässe auf, ohne daß diese sich bereits in Vergilbungserscheinungen manifestiert hätten. Insbesondere in Mittelgebirgslagen ist die Magnesiumversorgung bei gleichzeitig niedrigen Ca-Gehalten in den Assimilationsorganen häufig nicht ausreichend. Hauptsächlich betroffen sind Braunerden und Podsole auf Substraten der Gruppe 5 (Sandsteinverwitterungsböden, Quarzite). Diese sind, gemessen an der Basensättigung, auch im Unterboden besonders stark versauert und nur noch gering mit Magnesium und Calcium ausgestattet. Überdies ist häufig mehr als 50 % Mg und Ca in der Auflage festgelegt.

Spurennährelemente

Die **Manganaufnahmerate** ist für die Baumarten Kiefer und Fichte auf vergleichbaren Standorten verschieden, weshalb eine baumartenspezifische Modifikation des aktuellen Bewertungsmaßstabes anzuraten ist. Aufgrund der aktuellen Bewertungsgrundlage ist Mn-Mangel nur lokal von Bedeutung, eine Überversorgung kann aus den Daten nicht abgeleitet werden. Geringe Mn-Gehalte finden sich einerseits auf den geogen Mn-armen carbonatbeeinflussten Böden (Bodentyp Rendzina / Terra fusca). Ein zweites Häufigkeitsmaximum bilden die ebenfalls Mn-armen pleistozänen Sande (Substratgruppe 6, Bodentyp Podsol), auf denen im Laufe der Bodenentwicklung außerdem Mn-Auswaschung stattgefunden hat.

Die **Eisenversorgung** ist baumartenspezifisch differenziert zu bewerten. Während aufgrund der untersuchten Fichtennadeln eine deutliche, der natürlichen Bodenentwicklung entsprechende, substratbedingte Stratifizierung der Fe-Gehalte zu erkennen ist, welche sich i.d.R. nicht in potentiellen Mangelsituationen äußert, zeichnet sich für die Baumart Buche das genaue Gegenteil ab: das Substrat differenziert die Blattgehalte nicht und etwa 90 % der untersuchten Buchen unterliegen einer potentiellen Fe-Unterversorgung. Dabei existiert, wie auch bei der Baumart Kiefer, ein nicht geo-/ pedogenetisch zu erklärendes Nord-Südgefälle. Die höchsten Eisengehalte stammen aus Fichten- und Kiefernproben von Böden der pleistozänen Sande (Podsol, Humusform Rohhumus) mit einer i.d.R. hohen H+Fe-Sättigung des Austauschers.

Die **Kupfergehalte** variieren stark und zeigen räumliche, vermutliche depositionsbedingte Muster. Kupfermangelstandorte (ca. 5 %) sind überwiegend im Nordwestdeutschen Tiefland lokalisiert.

Die **Zinkgehalte** deuten nur in Süddeutschland für die Baumart Fichte auf eine angespannte Zn-Versorgungslage hin. In den bekannterweise immissionsbeeinflussten Regionen Harz und Erzgebirge aber auch im Bayerischen Alpenraum sind mittlere und hohe Zn-Gehalte in Fichtennadeln keine Seltenheit.

Andere Elemente

Die **Schwefelgehalte** in Nadeln und Blättern können als Indikator für eine Schwefel-Immissionswirkung interpretiert werden. Auf der Basis der Richtwerte von FÜRST (1992) ist großräumig von einem Einfluß der Schwefelimmisionen auf die Waldökosysteme auszugehen, der sich jedoch nicht in jedem Falle in extrem hohen Schwefelgehalten der

Assimilationsorgane äußert. Überwiegend hohe Schwefelgehalte in Nadeln und Blättern finden sich in den Höhenlagen der Mittelgebirge sowie dem Norddeutschen Tiefland. In den Bayerischen Alpen und in weiten Teilen von Rheinland-Pfalz ist dem Schwefeleintrag hingegen keine gravierende Bedeutung beizumessen. Für die niedrigen Werte in Rheinland-Pfalz könnten methodische Gründe verantwortlich sein (Kap.5.3.1.3).

Sowohl die **Cadmiumgehalte** als auch die **Bleigehalte** sind lokal stark erhöht. Auf 10 % der Fichten- und 15 % der Kiefernstandorte muß mit einer Beeinträchtigung physiologischer Prozesse infolge sehr hoher Cadmiumkonzentrationen gerechnet werden. Der Bereich normaler Bleigehalte wird von 20 % der Fichten- und 13 % der Kiefernflächen überschritten.

Nach den Ergebnissen der Nadel-/ Blattanalysen ist durch die atmosphärischen Einträge der Hauptnährelemente Stickstoff, Kalium und Calcium ein Einfluß auf die Ernährungssituation der Waldbestände zumindest regional wahrscheinlich. Schwefel-Immissionen sind dagegen fast flächendeckend, allerdings mit unterschiedlicher Intensität, wirksam. Lokal erhöhte Schwermetallkonzentrationen können einerseits depositionsbedingt sein, andererseits auch aus einer verstärkten Verfügbarkeit bzw. Mobilisierung resultieren. Die Auswirkungen der Stoffeinträge sind nur in Abhängigkeit von den lokalen Standortbedingungen bestandes-spezifisch differenziert zu bewerten.

Generell ist anzumerken, daß die aktuellen Bewertungsrahmen für Nadel-/ Blattgehalte die tatsächliche Ernährungssituation nur grob wiedergeben können. Es wird daher empfohlen anhand des vorliegenden bundesweiten BZE-Datenmaterials die bestehenden Bewertungsstufen unter Berücksichtigung der absoluten Elementgehalte sowie der Relationen zwischen den Elementen in 1- und 2/3-jährigen Nadeln sowie unter Hinzunahme von physiologischen und wachstumskundlichen Merkmalen (Nadel-/ Blattverluste, Vergilbungserscheinungen, Alter, Blatt-/ Nadelgewichte, Wüchsigkeit) zu überprüfen und gegebenenfalls neu festzulegen.

Vitalität der Waldbäume

Die analysierten Kronenzustandsdaten ermöglichen durch die **punktbezogene Auswertung** die Identifizierung von Schadschwerpunkten. Weiterhin erlauben sie eine stratifizierte Auswertung nach Baumartengruppen, Altersklassen und geo-/ pedogenetischen Kriterien (Substratgruppe, Bodentyp, Humusform). Andererseits tritt durch die Bildung eines groben Schadniveau-Weisers (= mittlerer prozentualer Anteil deutlicher Schäden) ein Nivellierungseffekt ein, der nur noch die Differenzierung deutlicher Schadniveaugruppen ermöglicht.

Es zeichnet sich der von der terrestrischen Waldschadenserhebung bereits bekannte Trend zu **höheren Nadel- bzw. Blattverlustprozenten in Altbeständen** ab. Dieser ist besonders deutlich in Nadelbaumbeständen und Hauptschadensregionen ausgeprägt. Die Gliederung der Nadel-/ Blattverluste nach geo-/ pedogenetischen Gruppen weist **zudem zwei potentielle Risikogruppen** aus. Dies sind einerseits die Standorte auf carbonathaltigem Ausgangsmaterial, auf denen sich Rendzinen mit der Humusform Mull entwickelt haben. Hier treten erhöhte Schäden v.a. bei Nadelbäumen auf. Andererseits finden sich starke Schäden bei Nadel- und besonders bei Laubbaumbeständen auf Podsol-Standorten auf pleistozänem Sand mit Rohhumus. Der visuelle Vergleich der Verteilung der Schadniveau-Weiser mit denjenigen bodenchemischer Parameter oder Nadel-/ Blattgehalte scheint teilweise korrespondierende räumliche Muster anzuzeigen. **Eine kausale Interpretation dieser Zusammenhänge unter Beachtung lokal bedeutender Einflußgrößen muß einer tiefergehenden, quantitativen Auswertung vorbehalten bleiben**, bei der neben der Differenzierung nach Baumarten und Altersklassen insbesondere die Stratifizierung nach geo-/ pedogenetischen Gruppen anzuraten ist.

6.3 Maßnahmen

Die Möglichkeiten, den festgestellten Risiken durch forstwirtschaftliche Maßnahmen wirksam zu begegnen, sind begrenzt.

Die Forst- und Umweltpolitik muß daher darauf gerichtet sein, den Wald in seinem Bestand zu erhalten und seine vielfältigen Funktionen für die Gesellschaft sicherzustellen. Dazu gehört, die anhaltende Umweltbelastung auf ein für die Waldökosysteme verträgliches Maß zurückzuführen. Für die Erhaltung der Waldökosysteme ist daher die weitere Reduzierung der Luftschadstoffe durch eine konsequente Luftreinhaltepolitik vordringlich.

Die Forstwirtschaft kann die Ursachen der Umweltbelastungen durch Luftschadstoffe nicht beheben. Ihr kommt vielmehr die Aufgabe zu, **flankierend** zu den Maßnahmen der Luftreinhaltung dazu beizutragen, die Widerstandsfähigkeit von Waldökosystemen zu verbessern und somit den Schadensverlauf zu mildern. Den Waldböden und der Bewahrung ihrer Fruchtbarkeit kommt dabei eine besondere Bedeutung zu.

Angesichts des vielerorts labilen Waldökosystemzustandes muß im Rahmen der ordnungsgemäßen Forstwirtschaft mehr als je darauf geachtet werden, daß von forstlichen Maßnahmen nicht noch zusätzliche Belastungen für Waldökosysteme und insbesondere die Waldböden ausgehen. Eine naturnahe Waldbewirtschaftung mit möglichst geschlossenen Stoffkreisläufen kann dabei nur durch konsequente und abgestimmte forstliche Maßnahmen realisiert werden.

Der **Begründung standortsgerechter, stabiler und artenreicher Mischbestände** kommt dabei eine zentrale Bedeutung zu. Zwar sind viele Baumarten in ihrer Vitalität durch die neuartigen Waldschäden beeinträchtigt, doch es kann angenommen werden, daß standortsgerechte Arten gegenüber Belastungen ein höheres Anpassungsvermögen besitzen. Durch den Anbau **tief und intensiv wurzelnder Laubbaumarten** kann zudem standortsabhängig der in tieferen Mineralbodenschichten gespeicherte Nährelementvorrat genutzt („Basenpumpe“) und durch die intensivere Durchwurzelung mittelfristig eine Humusanreicherung im Mineralboden bewirkt werden.

Eine wesentliche Voraussetzung für die zielgerechte Planung und Durchführung von waldbaulichen Maßnahmen, wie Baumartenwahl oder Verjüngungsverfahren, ist die **Standortskartierung**. Ihre Bedeutung steigt vor dem Hintergrund der Neuartigen Waldschäden, da sie erste Hinweise auf die geo-/ pedogene Ausstattung und Ernährungssituation ermöglicht. Allerdings ist durch die Überlagerung der bodenökologischen Prozesse durch atmogene Einträge (z.B. Säuren, Stickstoff) zunehmend damit zu rechnen, daß selbst relativ schnell veränderbare pedogenetische Merkmale wie die morphologische Humusform nicht mehr als Indiz für die konkrete Ernährungslage dienen können, weil sie nicht mehr mit den aktuellen bodenchemischen Zustandsgrößen korrespondieren. Nur anhand von gezielten Analysen kann daher der Waldbodenzustand zutreffend beurteilt und bei Wiederholungsaufnahmen in seiner Dynamik verfolgt werden. Insbesondere bei der Planung von Bodenschutzkalkungen und Düngungsmaßnahmen sollten mithin die Ergebnisse der **Standortskartierung um gezielte Nadel-/ Blatt- und Bodenanalysen** erweitert werden.

Flankierende forstliche Maßnahmen zur Stabilisierung der Wälder müssen sich an den lokalen Gegebenheiten orientieren. Generell sind jedoch **humusschonende Bewirtschaftungsweisen** (z.B. Vermeidung von Kahlschlägen, bodenschonende Ernteverfahren) zu fördern, da ein großer Teil der Wälder offensichtlich vermehrt auf die in der Humusaufgabe gespeicherten Nährelementvorräte zurückgreift. **Großflächige Kahlhiebe** verursachen drastische Veränderungen im Wasser-, Stoff- und Strahlungshaushalt und führen zu einer raschen Mineralisierung des Humuskörpers verbunden mit Stoffausträgen in das Grundwasser. Die dabei

freigesetzten Nährstoffe können von der vorhandenen Vegetation nur zum Teil aufgenommen werden, der andere Teil wird ausgewaschen. Dieser Verlust an Nährstoffen kann mit einem erheblichen Versauerungsschub verbunden sein, der die Waldböden zusätzlich zu der durch den Eintrag von Luftschadstoffen verursachten Versauerung belastet. Die **Auswahl der Arbeitsverfahren** muß sich an den Standorts- und Bestandesverhältnissen orientieren. Dadurch werden die Struktur der Böden und damit ihre Eigenschaft als Pflanzenstandort erhalten und Schäden an den Bäumen vermieden.

Durch eine **intensivierte Bestandespflege** kann die Vitalität von Einzelbäumen und Beständen gefördert werden. Eine frühzeitige Stammzahlreduktion führt durch die Förderung der verbleibenden Bäume zu einer relativen Vitalisierung der Bestände und zu einem gleichmäßigen Bestandesschluß mit geringer Angriffsfläche gegenüber Luftschadstoffen. Durch eine verbesserte Feinerschließung der Bestände lassen sich überdies Rücke- und Bodenschäden am verbleibendem Bestand vermindern. Verjüngungsmaßnahmen, Voranbau, Umbau oder auch eine gezielte intensive Bestandespflege dürfen nicht durch **überhöhte Schalenwildbestände** beeinträchtigt werden.

Bodenschutzkalkungen, die einer weiteren Bodenversauerung entgegenwirken sowie **Ergänzungsdüngungen**, die zum Abbau von Nährstoffmangelsituationen und zur Vitalitätssteigerung geschwächter Waldökosysteme beitragen, sind - werden sie gezielt und den ökologischen Gegebenheiten angepaßt eingesetzt - wirksame Maßnahmen zur Stabilisierung der Wälder. Mögliche Risiken dieser Maßnahmen, wie z.B. eine forcierte Mineralisierung der Humusaufgabe und daraus resultierende Austräge von Schwermetallen oder Nitrat in das Grundwasser, können durch eine sachgemäße Durchführung weitgehend ausgeschlossen werden. Bodenschutzkalkung und Ergänzungsdüngung sind keine Mittel um Neuartige Waldschäden zu verhindern, sie können jedoch dazu beitragen, das Ausmaß der Schädigung zu vermindern, indem sie ökosysteminterne Prozesse der Selbstregulierung stimulieren.

7. Ausblick

Der vorliegende Waldbodenzustandsbericht ist die erste bundesweite Auswertung der im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) erhobenen Daten zum Waldboden- und Ernährungszustand der deutschen Wälder. Erstmals konnten nach einheitlichen Kriterien erhobene und nach vergleichbaren Methoden analysierte Kennwerte untersucht und die wichtigsten Resultate in einem **Inventurbericht** zusammengestellt werden. Der Bericht beschränkt sich bei der Darstellung des chemischen Bodenzustands auf die Themen Bodenacidität, Humusstatus, Kationenaustauschverhältnisse, pflanzenverfügbare Elementvorräte und Schwermetallgesamtmengen. Weiterhin werden die Ergebnisse der punktbezogenen Kronenzustandsansprachen und der auf einer Unterstichprobe erhobenen Nadel-/ Blattanalysen vorgestellt.

Das umfangreiche Datenmaterial der BZE stellt darüberhinaus eine gute Grundlage für **tiefergehende, integrierende Auswertungen** dar. Für ein sehr breites Spektrum unterschiedlicher Standorte existieren erstmals vergleichbare, quantitative Boden- und Nadel-/ Blattanalyse-daten. Dies ermöglicht den Einsatz multivariat-statistischer Verfahren, um **funktionale und regionale Zusammenhänge zwischen den chemischen Bodeneigenschaften, der Ernährungssituation und der Schädigung der Waldbäume** zu untersuchen. Eine darüberhinaus wünschenswerte, raum-zeitlich differenzierende Beschreibung des Einflusses von standört-

lichen Merkmalsgruppen (Wasser- und Nährstoffhaushalt, Witterungsverlauf) auf die baumartenspezifische Schadensausprägung und -entwicklung setzt dagegen eine Erweiterung der aktuellen bundesweiten BZE-Datenbank um Klimadaten, einzelbaumweise Kronenzustandsdaten und weitere, derzeit nur länderspezifisch verfügbare BZE-Daten (z.B. AKe, Bodenart, Angaben zur Kalkung o.ä.) voraus. Auf dieser Grundlage sollte es zukünftig jedoch möglich sein, hinsichtlich ihrer ökologischen Eigenschaften **homogene Waldzustandstypen** herauszuarbeiten und für diese **gezielte waldbauliche Maßnahmen** abzuleiten. Eine wichtige Ergänzung bilden dabei die im Rahmen des deutschen Level II-Dauerbeobachtungsflächenprogrammes (oder in vergleichbaren Untersuchungen) gewonnenen Erkenntnisse. Die räumliche Übertragbarkeit dieser anhand von Fallstudien punktuell erhobenen, zeitlich hoch aufgelösten Parameter und abgeleiteten Gesetzmäßigkeiten auf vergleichbare Waldökosystemtypen könnte ebenfalls unter Verwendung der erweiterten BZE-Datenbasis untersucht und damit eine Verbindung zwischen diesen beiden Inventurniveaus hergestellt werden.

Aus der Verknüpfung der BZE-Daten mit Eintrags- und Stoffflußdaten des Level II-Programms sind Ergebnisse zu erwarten, die besonders auch für Fragestellungen im Zusammenhang mit der Berechnung und Kartierung von **ökologischen Belastungsgrenzen für Säure- und Stickstoffeinträge (Critical Loads-Konzept)** von großer Relevanz sind und zur Bewertung und Verifizierung der diesem Konzept zugrunde liegenden Modellansätze unter bodenkundlichen Aspekten dienen können.

Überdies sollte eine engere **Verbindung zwischen BZE und forstlicher Standortskartierung** angestrebt werden. Dabei ist einerseits der aktuelle bodenchemische Zustand der Waldböden, beschrieben durch die Ausprägung charakteristischer Bodenkennwerte, für die praktische Standortskartierung und Standortsbewertung insbesondere angesichts der zunehmend standortsbezogenen, naturnahen Ausrichtung des Waldbaus von Bedeutung. Andererseits bietet der flächenhafte Ansatz der Standortskartierung grundsätzlich die Möglichkeit, die auf den BZE-Stichprobenpunkten ermittelten Merkmale flächenbilanziert auszuwerten. Bei der tiefergehenden standortkundlichen Analyse des BZE-Datenmaterials sollten differenziertere Straten als die in der vorliegenden Auswertung verwendeten abgeleitet werden (z.B. Subtypen der Braunerden, Bodenformen, feiner unterteilte Humusformen, etc.).

Wie sich im Verlauf der BZE-Auswertung gezeigt hat, sind die aktuellen **Bewertungsrahmen** nicht immer stimmig. Durch das breite Spektrum der BZE-Standorte steht aber eine gute Datenbasis zur Überarbeitung dieser Bewertungsschlüssel zur Verfügung.

Für eine weitergehende Bewertung der Auswirkungen natürlicher und anthropogener Faktoren auf die Dynamik bodenökologischer Prozesse ist eine **Wiederholungsaufnahme der BZE-Punkte des 8x8 km-Rasters in einem angemessenen zeitlichen Abstand** unerlässlich. Darüberhinaus wäre eine Verdichtung des Inventurnetzes durch gezielte Aufnahmen von bislang unterrepräsentierten Waldzustandstypen sinnvoll. Anzustreben wäre eine Netzverdichtung im Rahmen einer Wiederholungsaufnahme der BZE, d.h. in einem möglichst engen Inventurzeitraum, um die zeitlich bedingte Variabilität der bodenchemischen und vor allem ernährungskundlichen Parameter vernachlässigen zu können. Im Rahmen der Vorbereitung zur BZE-Folgeinventur ist eine **Überprüfung der Zweckmäßigkeit der erhobenen Kennwerte und gegebenenfalls die Aktualisierung der BZE-Aufnahmeanleitung** erforderlich. Zu diskutieren ist beispielsweise die Erhebung bodenphysikalischer Größen zur Kennzeichnung des Bodengefüges und Wasserhaushaltes.

8. Zusammenfassung

Zur Beurteilung des Zustandes immissionsbeeinflusster Waldökosysteme wurde in Ergänzung zur jährlichen terrestrischen Waldschadenserhebung (WSE) eine bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (**BZE**) durchgeführt. Die Auswahl der Erhebungspunkte erfolgte nach den Kriterien einer **systematischen Zufallsstichprobe** auf einem **8x8 km-Grundraster**, das regional teilweise verdichtet wurde. Der Umfang der gesamten Erhebung beträgt ca. **1800 Probepunkte**.

Die Geländearbeiten wurden im Zeitraum von **1987** (Bayern) **bis 1993** (neue Bundesländer) durchgeführt. Die Beprobung, die laboranalytische Untersuchung der Bodenproben sowie die Auswertung der daraus resultierenden Daten erfolgten für jedes Bundesland getrennt durch die jeweiligen Forstverwaltungen und deren Forschungsinstitutionen. Die Ergebnisse liegen größtenteils bereits in Form von Länderberichten vor. Eine Auswahl elementarer Daten wurde zur bundesweiten Auswertung von den Ländern an das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten übermittelt. Alle übermittelten Daten wurden zentral bei der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft / Institut für Forstökologie und Walderfassung gespeichert, verwaltet, länderübergreifend analysiert und in Kooperation mit der Bund-Länder-AG „BZE“ im vorliegenden Bericht erläutert sowie graphisch in Form von **Häufigkeitsverteilungen**, **Streudiagrammen** und **Kartogrammen** dargestellt. Die **Herleitung flächenrepräsentativer Aussagen** für die Waldfläche des gesamten Bundesgebietes erfolgte durch Gewichtung der einzelnen Parameterausprägungen entsprechend der jeweiligen Abstände eines jeden BZE-Punktes zu seinen Nachbarpunkten.

Bei den bundesweit ausgewerteten Bodendaten handelt es sich im wesentlichen um folgende tiefenstufenweise erhobene **bodenchemische Parameter**: pH-Wert, Basensättigung, Sättigungsgrade der Kationsäuren, austauschbare Elementvorräte im Mineralboden (Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, H), Elementgesamtgehalte in der Humusaufgabe (C, N, P, Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, Pb, Cu, Zn, Cd) und im Mineralboden (C, N, P). Als Stratifizierungskriterien der analytischen Kennwerte dienten **Standortsinformationen** wie Ausgangsgestein, Bodentyp und Humusform. Um Aussagen zum aktuellen Ernährungszustand der Waldbäume treffen zu können, wurden außerdem **Nadel-/Blattanalysen** durchgeführt, deren Ergebnisse ebenfalls bundesweit ausgewertet wurden. Ferner standen für die bundesweite Auswertung **Kronenzustandsdaten** (%-Anteil der deutlich geschädigten Bäume pro Untersuchungspunkt) als 3-jährige Mittelwerte zur Verfügung.

Die Überprüfung der **Meßnetzvalidität und Repräsentativität** des BZE-Rasters erfolgte im Rahmen einer BZE-Begleitstudie durch das Geographische Institut der Universität Kiel. Die Studie kam zu dem Schluß, daß die ausgewiesene Mindestrasterdichte von 8x8 km ausreicht, um zumindest hinsichtlich der vier Standortvariablen "Bodentyp", "Bodenart", "Orographie" und "potentielle natürliche Vegetation" bundesweit repräsentative Aussagen herzuleiten.

Die Vergleichbarkeit aller im Rahmen der BZE zur Anwendung gekommenen Laboranalyseverfahren wurde durch **umfassende Ringanalysen** überprüft. Diese dienten der Methodenpräzisierung und Abstimmung der Analyseverfahren. Sie führten zur Festlegung der BZE-Standardverfahren, die Eingang in die Arbeitsanleitung der Bund-/Länder-AG „BZE“ fanden. Durch begleitende Ringanalysen sollte der Erfolg der Methodenpräzisierungen überprüft und die Absicherung der Vergleichbarkeit der BZE-Daten gewährleistet werden. Die Ergebnisse der Ringanalysen hinsichtlich der labor- bzw. methodenbedingten Variabilität der Daten werden im Methodenteil des vorliegenden Berichtes erläutert.

Anhand der BZE konnten regional differenzierte Erkenntnisse zu den folgenden **konkreten Problembereichen** gewonnen werden:

- Ausmaß der Bodenversauerung und Basenverarmung
- Risiken für Grund- und Quellwasser
- Engpässe in der Baumernährung
- Nährstoffungleichgewichte infolge erhöhter Stickstoffeinträge.

Die **Ergebnisse** der bundesweiten BZE-Auswertung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die BZE-Stichprobe zeigt eine **flächendeckende, weitgehend substratunabhängige Versauerung und Basenverarmung der Oberböden**. Die geringen Streubreiten bodenchemischer Parameter - trotz gegebener geo-/ pedogenetischer Vielfalt - verweisen auf eine Tendenz der Nivellierung des chemischen Oberbodenzustandes auf niedrigem Niveau. So befinden sich mehr als **80 %** der untersuchten carbonatfreien Standorte bis in 30 cm Tiefe im Aluminium- oder Eisen/Aluminiumpufferbereich (**pH < 4.2**), mehr als **60 %** weisen *sehr geringe* oder *geringe* Basensättigungen auf (**BS < 15 %**). Die pH(KCl)-Werte im Oh-Horizont von Böden mit Auflage-Humusformen liegen im Durchschnitt bei **pH 3.0** (Median); **10 %** dieser Punkte weisen pH-Werte < **2.6** auf.
- Von der aktuellen Versauerung noch nicht merklich betroffen sind lediglich die **gut gepufferten Standorte** auf Carbonatgestein (Schwäbisch-Fränkische Alb, Bayerische Alpen) sowie Standorte mit oberflächlich anstehendem Geschiebemergel. Der Anteil dieser Standorte am BZE-Gesamtkollektiv beträgt **8.6 %**. Außerdem zeichnen sich die BZE-Punkte in Nordostdeutschland - trotz der hier vorherrschenden armen Ausgangssubstrate und überwiegend podsoliierten Bodentypen - durch höhere Basensättigungen und pH-Werte im Oberboden aus. Hier ist anzunehmen, daß **basische Staubimmissionen** (Flugasche) zu einer atmogenen Pufferung der Säureimmission und regional zu einer Aufbasung der Böden geführt haben.
- Die Abschätzung des **Säurebelastungsrisikos für mittlere und anspruchsvolle Pflanzen** (nach AK STANDORTSKARTIERUNG) ergibt für **68 %** der BZE Punkte (ohne Berücksichtigung von Bayern) ein *starkes* Säurerisiko. Auf diesen Standorten kann es zeitweilig zu Schäden an den Wurzelspitzen und dadurch zu gehemmtem Längenwachstum der Feinwurzeln kommen. Die Folgen können Beeinträchtigungen des Nährstoff- und Wasserhaushaltes der betroffenen Pflanzen sein.
- Durch die Akkumulation von organischer Substanz in der Auflage infolge von Störungen der Zersetzerkette werden den Stoffkreisläufen der Ökosysteme wesentliche Nährstoffmengen (vorübergehend) entzogen. Die **hohen Vorräte an Neutralkationen in der Humusauflage** stellen einen besonders labilen und gefährdeten Nährstoffpool dar. Insbesondere bei denjenigen Standorten, die sich durch Nährstoffarmut und ungünstige Humusformen auszeichnen, befindet sich der überwiegende Anteil des kurz- bis mittelfristig verfügbaren Nährelementvorrates derzeit in der Humusauflage. Dies ist Ausdruck einer zeitlichen Entkopplung von natürlichen Prozeßabläufen, durch welche besonders Bestände auf nährstoffarmen Böden in eine zunehmend instabile Versorgungssituation geraten können.
- Viele Böden weisen trotz sehr niedriger pH-Werte relativ enge C/N-Verhältnisse auf. So liegen die mittleren C/N-Verhältnisse der Humusformen rohhumusartiger Moder und Rohhumus mit **ca. 24** deutlich unter den Referenzwerten aus der Literatur, die größten-

ordnungsmäßig zwischen **25** und **38** variieren. Eine Differenzierung der einzelnen Auflage-Humusformen anhand der pH-Werte und C/N-Verhältnisse ist nicht (mehr) möglich. Diese Befunde müssen als Indizien für die **Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch atmogene Einträge sowohl von Säure als auch von Stickstoff** interpretiert werden.

- Die BZE-Daten bestätigen die Erkenntnis, daß die Versauerung im allgemeinen mit zunehmender Bodentiefe abnimmt. In **60-90 cm Tiefe** befinden sich noch etwa **50 %** aller BZE-Punkte im Aluminium- oder Eisen/Aluminium-Pufferbereich (**pH < 4.2**); ca. **ein Drittel** aller Punkte zeigt *sehr geringe* oder *geringe* Basensättigungen (**BS < 15 %**) in dieser Tiefe.
- Der Fortschritt der Versauerungsfront in die Tiefe und damit die **Gefahr der Grundwasserbelastung** durch bodenbürtige Kationsäuren hängt stark vom Ausgangsmaterial und der Bodenentwicklung ab. Durch den atmogenen Eintrag starker Mineralsäuren, für deren Neutralisation insbesondere in den **Podsolen und Podsol-Braunerden quarzreicher Substrate** (Sandstein, saure Metamorphite und Magmatite sowie tiefgründig entkalkte pleistozäne Sande) häufig nur noch geringe Pufferreserven zur Verfügung stehen, kann die Gefährdung des Grund- und Quellwassers bei entsprechenden hydrogeologischen Verhältnissen im Untergrund nicht mehr ausgeschlossen werden. So liegen die Basensättigungen des Unterbodens auf den pufferschwachen **Verwitterungslehmen aus quarzreichem Festgestein**, deren Anteil am gesamten BZE-Kollektiv **30 %** ausmacht, bei rund **zwei Drittel** dieser Standorte unter **15 %**; etwa **80 %** der Punkte befinden sich bis in 90 cm Tiefe im Aluminium- oder Eisen/Aluminium-Pufferbereich.
- Die in den Humusaufgaben der BZE-Punkte **akkumulierten Schwermetallgehalte** weisen auf ein erhebliches Ausmaß anthropogener Schwermetalleinträge hin. Kritische Konzentrationen, bei deren Überschreitung mit einer Beeinträchtigung der Bodenorganismen zu rechnen ist, werden für **Blei** (Orientierungswert: 150 mg/kg) an **25 %** der BZE-Punkte und **Kupfer** (20 mg/kg) an **38 %** der Punkte überschritten. Bei den mobileren Schwermetallen **Zink** und **Cadmium** ist davon auszugehen, daß auf den versauerten Standorten größere Mengen dieser Elemente bereits in den Mineralboden verlagert worden sind. So werden die Cd- und Zn-Gehalte auf den pH-neutralen Kalkstandorten der Bayerischen Alpen und Fränkischen Alb überwiegend als *sehr hoch* bewertet und gehören damit derselben Bewertungsstufe an, wie die stark versauerten Standorte in den ermittelten Hauptbelastungsgebieten Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Harz und Erzgebirge, wo die regionale Häufung von lokalen Schwermetallemissionen eine besondere Rolle spielt.

Während die Bodendaten lediglich Hinweise auf potentielle **Nährstoffengpässe** geben können, läßt sich anhand von **Nadel-/ Blattanalysedaten** die tatsächliche Ernährungssituation der Bäume beurteilen. Außerdem eignen sich diese Daten als Indikatoren zur Abschätzung der standörtlichen Belastungssituation durch Immissionen und atmogene Schadstoffeinträge. Die auf den BZE-Standorten ermittelten Gehalte an Nähr- und Schadstoffen in den Assimilationsorganen von Fichten, Kiefern und Buchen ergeben folgendes Gesamtbild:

- Nach den in dieser Auswertung verwendeten Bewertungsrahmen muß bei der Mehrheit der BZE-Punkte von *sehr geringen* und *geringen* **Phosphorgehalten** in den Assimilationsorganen ausgegangen werden. Besonders niedrig sind die P-Gehalte zum einen auf Carbonatstandorten, zum anderen auf stark versauerten Böden. In beiden Fällen ist die Pflanzenverfügbarkeit des Bodenphosphates infolge Bildung schwer löslicher Ca- bzw. Al- und Fe-Phosphate eingeschränkt.

- *Sehr geringe Magnesiumgehalte* sind weit verbreitet. Bei 15 % der Buchen-, 43 % der Kiefern- und 57 % der Fichtenprobepunkte deutet sich eine Magnesiumunterversorgung an. 2,5 % der Fichtenprobepunkte unterschreiten die Vergilbungsschwelle. Schwerpunkte von möglichem Mg-Mangel bilden vor allem die Standorte der Mittelgebirgslagen insbesondere auf Sandstein.
- Die Stickstoffversorgung stellt sich differenziert dar. Bis auf die Regionen Baden-Württemberg, Bayerische Alpen und Thüringer Wald ist die **Stickstoffernährung reichlich bis überreichlich**. 55 % der Kiefernprobepunkte (vorwiegend auf armen Sandstandorten) zeigen Anzeichen für Stickstoffüberernährung. Die N/P-, N/K und N/Mg-Quotienten verdeutlichen **disharmonische Nährelementverhältnisse** für 76 % (P), 93 % (K) bzw. 52 % (Mg) der untersuchten Kiefernbestände. Die N-Ernährung der Fichten ist im Durchschnitt **gering**. In den Regionen Schleswig-Holstein, Harz, Erz- und Fichtelgebirge weisen sie indes ebenfalls häufig eine N-Überernährung auf. Das bestehende räumliche Verteilungsmuster der N-Ernährung aller Baumarten läßt sich nicht mit geo-/ pedogenen Faktoren erklären und dürfte vor allem durch regionale Unterschiede der **atmosphärischen Stickstoffeinträge** bedingt sein.
- Auch das verstärkte Auftreten *hoher* und *sehr hoher* **Kaliumversorgungsgrade** der Kiefern in Nordostdeutschland ist angesichts der überwiegend silikatarmen Sande unerwartet und kann auf K-haltige atmosphärische Einträge (Stäube, Flugaschen) hinweisen. *Geringe* Kaliumgehalte treten indes häufig auf Carbonatstandorten (K/Ca-Antagonismus) und aggregierten (Löss-)Lehmböden auf, bei denen die K-Verfügbarkeit infolge einer Verarmung der Austauschker im Makroporenbereich reduziert ist.
- Die **Schwefelgehalte** in den Assimilationsorganen der Kiefern- und Buchen weisen für alle untersuchten Punkte einen deutlichen Immissionseinfluß nach. Auch 59 % der Fichtenbestände überschreiten die natürlichen Schwefelgehalte, so daß auch bei diesen von einer Schwefel-Immissionseinwirkung auszugehen ist. Eine deutliche räumliche Verteilung der S-Gehalte weist Belastungsschwerpunkte vor allem in den Mittelgebirgen aber auch im Norddeutschen Tiefland aus. In den Alpen, im Alpenvorland und in weiten Teilen von Rheinland-Pfalz stellt sich die Belastungssituation deutlich geringer dar.
- Die Nadel-/ Blattgehalte der Elemente Zink, Cadmium und Blei geben Hinweise auf regional auftretende **Belastungen durch Schwermetallimmissionen**. Die Cadmiumkonzentrationen von jeweils 10 % aller Fichten- bzw. Kiefernbestände liegen in einem Bereich, in dem Beeinträchtigungen physiologischer Prozesse möglich sind. Die häufig geringen und sehr geringen Zn-Gehalte in Fichtennadeln weisen indes auf eine **angespannte Zinkversorgungslage** vornehmlich in Süddeutschland hin.

Die analysierten **Kronenzustandsdaten** ermöglichen durch die punktbezogene Auswertung die Identifizierung von Hauptschadensregionen. Weiterhin erlauben sie eine stratifizierte Auswertung nach Baumartengruppen, Altersklassen und geo-/ pedogenetischen Kriterien. Dabei ergaben sich folgende Befunde:

- Die Stratifizierung der Kronenzustandsdaten nach **Altersklassen** (< 60 bzw. = 60 Jahre) ergibt für die älteren Bestände ein deutlich höheres Schadniveau. Der Alterstrend ist besonders in den Nadelbaumbeständen der Hauptschadensregionen ausgeprägt.
- Die Stratifizierung nach geo-/ pedogenetischen Gruppen weist **zwei potentielle Risikogruppen** aus. Dies sind einerseits die Standorte auf carbonathaltigem Ausgangsmaterial, auf denen sich Rendzinen mit der Humusform Mull entwickelt haben. Hier treten erhöhte

Schäden v.a. bei Nadelbäumen auf. Andererseits finden sich starke Schäden bei Nadel- und besonders bei Laubbaumbeständen auf Podsol-Standorten auf pleistozänem Sand mit Rohhumus.

Die in diesem Bericht dargelegten deskriptiven Ergebnisse zum Zustand der Waldökosysteme sind als „**großräumige Muster**“ zu verstehen, die für die repräsentative BZE-Stichprobe Gültigkeit besitzen, von denen aber im Einzelfall mehr oder weniger starke Abweichungen bestehen. Dies induziert, daß insbesondere, wenn Maßnahmen und Handlungsempfehlungen im Vordergrund stehen, anhand dieser Untersuchung nur allgemeine Aussagen getroffen werden können, die vor Ort verifiziert werden müssen. Die Bewertung der Sanierungsbedürftigkeit von Waldböden und die Entscheidung für die Durchführung lokaler forstlicher Maßnahmen muß unter Berücksichtigung der lokalen spezifischen Faktoren (z.B. Bestandes- / Nutzungsgeschichte, Wasserhaushalt) erfolgen. Dessenungeachtet werden im vorliegenden Bericht - unter Berücksichtigung der konstatierten Ergebnisse - einige generelle waldbauliche Möglichkeiten zur Unterstützung der Selbstregulationsfähigkeiten der Ökosysteme kurz dargelegt. Eine tiefergehende, integrierende Auswertung von Bodenzustands-, Ernährungs-, Schadens- und Klimadaten mit dem Ziel der Ableitung differenzierter Maßnahmenempfehlungen für unterschiedliche Waldzustandstypen ist geplant. Aufgrund des breiten Standortsspektrums der BZE-Daten bieten sich diese Daten zudem als Grundlage für die Überarbeitung der aktuellen Schlüssel zur Bewertung des bodenchemischen und Ernährungszustandes an.

Für tiefergehende Aussagen über die Wirkung natürlicher und anthropogener Faktoren auf die Dynamik bodenökologischer Prozesse wird eine Wiederholungsaufnahme der BZE-Punkte des 8x8 km-Rasters in einem angemessenen zeitlichen Abstand empfohlen.

9. Literaturverzeichnis

ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. (Neuaufgabe: 1994).

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1980): Forstliche Standortsaufnahme. Münster-Hiltrup. (Neuaufgabe: 1996).

* BACKES, J. (1993): Aufbau eines Waldbodeninformationssystems und Ergebnisse der saarländischen Waldbodeninventur. Saarbrücken.

* BENECKE, P., EBERL, C., SCHULTE-BISPING, H. (1994): Die Waldböden Schleswig-Holsteins. Eine Auswertung der Bodenzustandserhebung. Bodenzustandserfassung im Wald 1990-1992. Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein.

* BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N., ZOTH, R. (1991): Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. Nr. 17/91. Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten. Trippstadt.

BLUME, H.P. (1985): Schwermetallbelastung Berliner Böden. In: Arbeitshefte Berliner Gewässer- und Bodenschutz Nr.2.

BLUME, H.P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg / Lech.

BML, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1989): Waldzustandsbericht - Ergebnisse der Waldschadenserhebung. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, H. 381. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.

BML, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. Bonn. (Neuaufgabe: 1994)

BML, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1992): Bundeswaldinventur 1986 - 1990. Inventurbericht Bd. 1 und 2. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.

BML, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG; LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1995): Waldzustandsbericht der Bundesregierung. Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.

BRECHTEL, H.M. (1989): Immissionsbelastung des Waldes, Auswirkungen auf den Gebietswasserhaushalt und Folgen für die Böden und Gewässer. In: Wie sau(b)er ist das Wasser in Nordhessen ?. Wasser und Gewässer in Nordhessen; Zustand, Gefahren, Perspektiven. Kasseler Hochschulbund (Hrsg.). Kassel.

BREDEMEIER, M., ULRICH, B. (1989): Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden. AFZ 11. 256-260.

BREDEMEIER, M., ULRICH, B., SCHULTZ, R. (1987): Belastung von Waldböden durch Stoffeinträge und ihre Folgewirkungen für Waldökosysteme. In: Bodenschutz. ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., HARRESS, H.M. (Hrsg.). Berlin.

* BUBERL, H.G., WILPERT, K.v., TREFZ-MALCHER, G., HILDEBRAND, E.E. 1994: Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Heft 182. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung Landwirtschaft und Forsten. Freiburg i.B.

* BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990-1991. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt. Bd.122. Göttingen.

* BURSE, K.D., SCHRAMM, H.-J. (1996): Waldbodenzustandsbericht für Thüringen. Mitteilungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. Heft 10/1996.

BUTZKE, H. (1981): Versauern unsere Wälder ? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Wert-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens. Der Forst- und Holzwirt 35. 542-548.

EBBEN, U., AVENHAUS, U. (1989): Toxic effects of heavy metals and aluminium on tree roots. Internationaler Kongress: Wissensstand und Perspektiven. 283-284.

FORSCHUNGSBEIRAT WALDSCHÄDEN / LUFTVERUNREINIGUNGEN DER BUNDESREGIERUNG UND DER LÄNDER (1989): Internationaler Kongress Waldschadensforschung: Wissensstand und Perspektiven. Karlsruhe.

FÜRST (1992): Blatt- und nadelanalytische Untersuchungen im Rahmen des Waldschaden-Beobachtungssystems. Ergebnisse 1989. Schriftenreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien, H. 63.

* GEHRMANN, J. (1993): Zwischenbericht über Ergebnisse der landesweiten Bodenzustandserhebung im Wald - BZE. Stand September 1993. Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen.

GEHRMANN, J. (1996): Bodenzustandserhebung im Wald. Band I: Ergebnisse einer waldökologischen Stichprobeninventur. Im Druck.

GODBOLD, D.L., HÜTTERMANN, A. (1986): The uptake and toxicity of mercury and lead to spruce (*Picea abies* Karst.) seedlings. Water, Air, Soil Poll. 31. S. 509-515.

* GULDER, H.J., KÖLBEL, M. (1993): Waldbodeninventur in Bayern. Forstliche Forschungsberichte München. Nr.132. Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (Hrsg.). Freising.

HILDEBRAND, E.E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstwiss. Centralblatt 105/1, S. 60-76.

HILDEBRAND, E.E. (1987): Zustand und Entwicklung chemischer Eigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forschungsbericht, KfK-PEF 28, 40 S.

HILDEBRAND, E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben - Methoden und Informationsgewinn. Forschungsbericht, KfK-PEF 85, 201 S.

HILDEBRAND, E.E., WILPERT, K.v. (1993): Stoffeinträge und Bodenzustand in Waldbeständen Baden-Württembergs. GSE-Bericht 39/93. 90-99

HINDEL, R., FLEIGE, H. (1991): Schwermetalle in Böden der Bundesrepublik Deutschland - geogene und anthropogene Anteile. UBA Texte 10/91. Umweltbundesamt (Hrsg.). Berlin.

* HOCKE, R. (1995): Waldbodenzustand in Hessen. Hessische Landesanstalt für Forsteinrichtung, Waldforschung und Waldökologie. Wald in Hessen Forschungsbericht. Bd.19. Hessisches Ministerium des Innern und für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (Hrsg.). Gießen.

HÜTTL, R. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen 28. Habil. Arbeit.

KAHLE, H., BERTELS, C., NOACK, G., RUTHER, P., BRECKLE, S.W. (1989): Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffgehalt von Buchenjungwuchs. AFZ 29-30. 783-788.

KÖNIG, N., FORTMANN, H. (1996): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungsmethoden des Umweltanalytiklabors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor 2 des Forschungszentrums Waldökosysteme - Teil 3. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Reihe B. Bd.49. Göttingen.

KÖNIG, N., WOLFF, B. (1993): Abschlußbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Reihe B. Bd.33. Göttingen.

* KONOPATZKI, A.; KALLWEIT, R. (1996): Bodenzustandserhebung (BZE) in den Wäldern Sachsen-Anhalts - Ergebnisse der Aufnahme von 1992. Im Druck.

* KOPP, D. (1996): Ergebnisse der Bodenzustandserfassung in den Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns. Im Druck.

KRIVAN, V., SCHALDACH, G. (1985): Untersuchungen zur Rolle der Makro- und Mikro-mineralnährstoffe sowie anderer Elemente bei der Erkrankung von Waldbäumen. Projekt Europ. Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung. PEF-Bericht. 163-188.

KUHNT, G., GARNIEL, A., KOTHE, P., SCHRÖDER, W. (1991): Standortbestimmung für die begleitende Bodenprobennahme und -analyse sowie Überprüfung der Meßnetzvalidität. BMU-Forschungsbericht 107 06 002.

LAF, Sächsische Landesanstalt für Forsten (1994): Waldschadensbericht 1994. Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (Hrsg.). Graupa.

MATZNER (1987): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Habil.-Arbeit. Forschungszentrum Waldökosysteme Waldsterben.

MEIWES, K.J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J., ULRICH, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben. Bd.7. Göttingen.

MURACH, D. (1984): Die Reaktion von Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundliche Berichte. Bd.77. Göttingen.

ÖSTERR. BUNDESMINISTER FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (ÖSTR. BML) (1984): Zweite Verordnung gegen forstschädliche Luftverunreinigungen. Österr. Bundesgesetzblatt Jg. 1984. 1319-1524.

- PRÜESS, A. (1994): Einstufung mobiler Spurenelemente in Böden. In: Bodenschutz. ROSENKRANZ, D., EINSELE, G., HARRESS, H.M. (Hrsg.). Berlin.
- * RABEN, G.H., LEUBE, F., ANDREAE, H., KARST, H.: Chemischer Bodenzustand sowie Ernährungsbedingungen von Fichte und Kiefer in sächsischen Wäldern - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1992-1993 (BZE). In Vorbereitung.
- REEMTSMA, J. B. (1986): Der Magnesiumgehalt von Nadeln niedersächsischer Fichtenbestände und seine Beurteilung. Allg. Forst- und Jagdz. 157. 196-203.
- RIEK, W., WOLFF, B. (1996): Deutscher Beitrag zur europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Göttinger Bodenkundliche Berichte. Reihe B, Bd.50. Göttingen.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H⁺- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus silvatica* L.) in Lösungskultur. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben. Bd. 12. Göttingen.
- ROST-SIEBERT, K. (1986): Feststellung von Veränderungen in der Bodenvegetation und im chemischen Oberbodenzustand während der letzten Jahrzehnte. Seminarvortrag Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Uni Göttingen.
- SÄNGER von OEPEN, P., NACK, T., NIXDORF, J. und MENKE, B. (1993): Vorstellung der SrCl₂-Methode nach Bach zur Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität und Vergleich mit der NH₄Cl-Methode. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 156. 311-316.
- SCHEFFER, F, SCHACHTSCHABEL, P. (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- SCHINNER, F., SONNLEITNER, R. (1996): Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik. Hamburg und Berlin.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. Hamburg und Berlin. (Neuaufgabe 1995).
- SCHULZE, E.-D., OREN, R., ZIMMERMANN, R.(1987): Die Wirkung von Immissionen auf 30-jährige Fichten in mittleren Höhenlagen des Fichtelgebirges auf Phyllit. Allg. Forstz.. 42. 725-730.
- SVERDRUP, H., WARFVINGE, P. (1995): The (Ca+Mg+K)/Al-ratio as an indicator of soil acidification effects on tree growth. In: Ecosystem Research Report 21. „Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems“. Nilsson, L.O. et al. (Hrsg.).
- TYLER, G. (1976): Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: PAUL, E.A., LADD, J.N.: Soil Biol. Biochem. 8: 327-332.
- TYLER, G. (1992): Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Forests. SNV-Report 4078. Solna.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde 144. 289-305
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften Forstl. Fakultät Uni Göttingen, Bd. 58.
- ULRICH, B., MATZNER, E (1983): Ökosystemare Wirkungsketten beim Wald- und Baumsterben. Forst- und Holzwirt 38. 468-474.

ULRICH, B., MEYER, H., JÄNICH, K., BÜTTNER, G. (1989): Basenverluste in den Böden von Hainsimsen-Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986. Forst und Holz 44. 251-253.

VON ZEZSCHWITZ, E. (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 143. 692-700.

VON ZEZSCHWITZ, E. (1985): Qualitätsänderungen des Waldhumus. Forstwiss. Cbl. 104. 205-220.

WELP, G., BRÜMMER, G.W. (1989): Wirkung von Schwermetallen auf Bodenmikroorganismen. In: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden. DECHEMA-Fachgespräche Umweltschutz. 253-269.

WILKE, M. (1988): Langzeitwirkungen potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151. 131-136.

WILPERT, K.v., HILDEBRAND, E.E. (1994): Stoffeintrag und Waldernährung in Fichtenbeständen Baden-Württembergs. Forst und Holz 49/21. 629-632.

WITTMANN, O., FETZER, K.D. (1982): Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. Bayer. Staatsministerium f. Landesentwicklung und Umweltfragen. Materialien 20.

WYTTEBACH, A., TOBLER, L., BAJO, S. (1989): Nadelinhaltsstoffe und Ablagerungen auf Nadeloberflächen von Fichten (*Picea abies* Kart.). Forstw. Centralblatt 108. 233-243.

*** = Kennzeichnung der BZE-Länderberichte**

10. Glossar

Acidität

saure Reaktion des Bodens (→) pH-Wert

AKe

effektive (→) Kationenaustauschkapazität

Assimilationsorgane

Pflanzliche Organe (i.a. Nadeln und Blätter), die zur Assimilation, d.h. zur Veratmung des Kohlendioxides im Rahmen der Photosynthese dienen.

Basensättigung

Anteil der Neutralkationen Ca, Mg, K, Na an der effektiven (→) Kationenaustauschkapazität. Die Basensättigung ist ein wichtiger bodenchemischer Kennwert zur Beurteilung des Säure-/Basenzustandes von Waldböden. Sie bringt die Elastizität des Bodens gegenüber Versauerungsschüben, seine Filterwirkung für Schadstoffe und das Versorgungsangebot mit Nährstoffen zum Ausdruck.

Biologische Aktivität

Gesamtheit der in Böden ablaufenden Prozesse, die von Bodenorganismen hervorgerufen werden. Die wichtigste Prozeßkette der biologischen Aktivität ist die Zersetzung frischer organischer Substanz zu einfachen Bausteinen, die entweder durch die (→) Mineralisation veratmet oder durch (→) Humifizierung zu Huminstoffen umgebaut werden.

Bodenart

Kurzbezeichnung für das Korngrößengemisch eines Bodens nach der vorherrschenden Korngrößensfraktion, z.B. Sand-, Schluff- und Tonboden.

Bodenreaktion

→ pH-Wert

Bodenschutzkalkung

Kalkung mit dem Ziel eingetragene Säuren vor dem Eintritt in den Mineralboden zu neutralisieren (Kompensation). Dadurch soll das Risiko einer weiteren Versauerung und Degradierung der Böden sowie die daraus resultierende Gefährdung der Gewässer möglichst ausgeglichen und verringert werden.

Bodentyp

Zusammenfassung von Böden, die die gleiche Kombination von Bodenhorizonten und die gleiche Bodengenese aufweisen. So haben z.B. alle Braunerden die Horizontabfolge Ah-Bv-C und sind (bodengenetisch) durch den Prozeß der Verbraunung gekennzeichnet.

BS

→ Basensättigung

BZE

Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald

C/N- und C/P-Verhältnis

dienen zur zahlenmäßigen Beschreibung der Humusqualität. Dadurch können die Lebensbedingungen der Zersetzungsorganismen im Auflagehumus und im obersten Mineralboden charakterisiert werden (→ biologische Aktivität). Günstige C/N- bzw. C/P-Verhältnisse sind Voraussetzung für eine schnelle Umsetzung der organischen Substanz. Damit werden die Nährstoffe rasch wieder dem Elementkreislauf zugeführt.

Humifizierung

Bei optimalen Verwesungsbedingungen rascher und weitgehender Abbau der leicht zersetzlichen Substanzen zu anorganischen Endprodukten. Damit verbunden ist die relative Anreicherung schwer abbaubarer Verbindungen. Sind die Bedingungen nicht optimal, folgt

ein verzögerter Abbau und die Anreicherung von mehr oder weniger stark veränderten Teilen potentiell umsetzbarer organischer Substanzen.

Humusform

Die morphologische Humusform beschreibt den Aufbau und die Anordnung der organischen Auflage und des obersten mineralischen Bodenhorizonts. Abgestorbene Pflanzenteile (Streu) werden durch Bodenorganismen zerkleinert, umgelagert und zersetzt. Dabei wird der größte Teil der Spaltprodukte mineralisiert, aus dem Rest entstehen Huminstoffe. Nach dem Grad der Streuzersetzung, d.h. dem Anteil von Streuresten, Huminstoffen und mineralischen Komponenten werden verschiedene organische Horizonte (L, Of, Oh) unterschieden, die gemeinsam die (→) organische Auflage (Auflagehumus) bilden. Darunter befindet sich der Mineralboden, dessen oberster Horizont meist ebenfalls organische Substanz enthält. Die Grundformen der terrestrischen Humusformen sind (mit abnehmender (→) biologischer Aktivität) Mull, Moder, Rohhumus.

Immissionsökologische Waldzustandserfassung

Mit der bundesweiten Auswertung der Immissionsökologischen Waldzustandserfassung wurde das Ziel verfolgt, eine mögliche Immissionsbelastung und -gefährdung der Wälder mit Hilfe sensibler und akkumulierender Bioindikatoren (z.B. Nadel-/ Blattgehalte) aufzuzeigen. Die erforderliche Datenerhebung erfolgte in den Jahren 1981-1983. In einigen Ländern wird die IWE aktuell fortgeführt.

Ionenantagonismus

Gegenseitige Hemmung bei der Nährelementaufnahme.

IWE

→ Immissionsökologische Waldzustandserfassung

Kationenaustausch

Fähigkeit von negativ geladenen Bodenbestandteilen Neutralkationen (Ca, Mg, K, Na) und (→) Kationensäuren (Al, Fe, Mn) und Protonen zu adsorbieren und gegen äquivalente

Mengen anderer Kationen auszutauschen. An Austauschern festgelegte Nährelemente sind relativ leicht verfügbar. Kationenaustauschkapazität und Austauscherbelegung sind wesentliche Kennwerte zur Beurteilung des chemischen Bodenzustandes und zur Einschätzung der Gefährdung des Ökosystems durch Säuretoxizität und Nährstoffmängel. Die Kationenaustauschkapazität bei $\text{pH} = 7$ wird als potentielle (AKpot), diejenige beim pH-Wert des Bodens als effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) bezeichnet. In versauerten Böden ist AKpot deutlich größer als AKe.

Kationsäuren

Kationen, deren Hydroxide schwache Basen sind und die durch Hydrolysereaktionen in der Bodenlösung Protonen generieren können (Al, Fe, Mn).

Median

Zentralwert einer Stichprobe, d.h. er wird zu 50 % über- bzw. unterschritten. Der Median eignet sich besonders bei schiefen Verteilungen oder beim Vorliegen von Ausreißern an den Verteilungsenden anstelle des arithmetischen Mittelwertes zur Charakterisierung des mittleren Typus der Verteilung.

Mineralisierung

Freisetzung der organisch gebundenen Elemente und Umwandlung in anorganische Verbindungen.

Nadel-/ Blattverlust(stufe)

Bei der Waldschadenserhebung ($\rightarrow$ WSE) werden die Nadel-/ Blattverluste der Probestämme im Anhalt an einen standortstypischen Referenzbaum in 5 %-Klassen geschätzt. Für die Berechnung der Länder- und Bundesergebnisse erfolgt die Zusammenfassung mehrerer 5 %-Klassen zu fünf unterschiedlich großen Gruppen des relativen Nadel-/ Blattverlustes. Die Nadel-/ Blattverluststufen 2-4 umfassen deutlich geschädigte Bäume mit mehr als 25 % Nadel-/ Blattverlusten.

Neutralkationen

Austauschbare Kationen Ca, Mg, K, Na, die in der Bodenlösung nicht als (→) Kationsäuren wirken (synonym: austauschbare „Basen“).

Nitrifizierung

Oxidation von NH_4 -Stickstoff aus dem Eiweißabbau zu Nitrit- und Nitrat-Stickstoff durch nitrifizierende Bakterien (Nitrosomas, Nitrobacter).

Oberboden

Für die BZE-Auswertung definiert als Mineralboden bis zu einer Tiefe von 30 cm (ohne organ. Auflage). Falls die organ. Auflage zu Vergleichsrechnungen einbezogen wurde, ist dies explizit erwähnt.

Of-Lage

Vermoderungshorizont der organischen Auflage. Die Pflanzenteile sind durch mikrobiellen Abbau bereits verändert und verpilzt.

Oh-Lage

Unterste Schicht der Humusauflage. Sie ist geprägt von einem hohen Anteil organischer Fein- substanz, in die z.T. mineralische Bestandteile eingemischt sind.

Organische Auflage

→ Humusform

Perzentilklassen

dienen zur Charakterisierung von Häufigkeitsverteilungen. Das 10-Perzentil stellt den Merkmalswert dar, den 10 Prozent der Werte unterschreiten. Analog entspricht das 50-Perzentil dem Wert, der von 50 % der Werte unterschritten wird, d.h. dem (→) Median.

pH-Wert

Maßzahl für die Wasserstoff-Ionen-Konzentration in der Bodenlösung (= neg. Logarithmus der H^+ -Ionenkonzentration). Der pH-Wert kennzeichnet eine saure, neutrale oder alkalische Reaktion des Bodens.

Pufferung

System, das den pH-Wert des Bodens trotz der Zufuhr von Säuren oder Basen konstant hält.

Pufferbereich

pH-Wertbereich, benannt nach dem dominierenden Puffersystem, z.B. Carbonat-, Silikat-, Austauscher-, Aluminium-, Eisenpufferbereich.

Substrat

Ausgangsmaterial für die Bodenbildung.

Transformationsfunktion

Die Transformationsfunktion von Böden manifestiert sich im wesentlichen in der Aktivität der Bodenorganismen bei der Streuzersetzung und Humifizierung. Sie dient der Aufrechterhaltung der Stoffkreisläufe.

Unterboden

Für die BZE-Auswertung definiert als Mineralboden unter einer Tiefe von 30 cm.

Vergilbungsstufe

Im Rahmen der Waldschadenserhebung werden neben relativen ($\rightarrow$) Nadel-/ Blattverlusten auch Vergilbungen der ($\rightarrow$) Assimilationsorgane in drei unterschiedlich großen Stufen erfaßt. Deutliche Vergilbungen sind durch einen Anteil von über 25 % der Nadel-/ Blattmasse definiert.

Versauerung

Durch natürlichen und anthropogenen Säureeintrag verbrauchen sich die puffernden Substanzen in Böden, so daß die Fähigkeit der Böden, Säuren zu neutralisieren abnimmt. Dieser Vorgang wird als Bodenversauerung bezeichnet. Solange ein Puffersystem wirksam ist, ist die Bodenversauerung nicht notwendig mit einem Absinken des pH-Wertes verbunden. Die Bodenversauerung ist in humiden Klimaten, in denen lösliche Produkte der Pufferreaktionen ausgewaschen werden, ein natürlicher Prozeß der Bodenbildung. Durch erhöhte Säureeinträge, Ernteentzüge, Streunutzung oder den Anbau rohhumusbildender Baumarten wurde die Bodenversauerung jedoch durch den Menschen forciert.

WSE

Waldschadenserhebung

Wurzelraum

Für die BZE-Auswertung definiert als Mineralboden bis zu einer Tiefe von 60 cm.

Anhang

Anhang I	Substratgruppen
Anhang II	Bewertungskriterien
Anhang III	Übersicht der Labormethoden
Anhang IV	Ansprechpartner

Substratgruppen

1. Karbonathaltige Lockersedimente über karbonathaltigen Ausgangsgesteinen bzw. karbonathaltiges Ausgangsgestein

- a) wichtigste und charakteristische Minerale: Calcit, Dolomit (Smektit), Quarz (5-30 %)
- b) Säureneutralisationskapazität (SNK): sehr hoch
- c) Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Kalksteine
 - umgelagertes karbonathaltiges Material unterschiedlicher geologischer Herkunft
 - umgelagertes karbonathaltiges Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Dolomiten
 - Moränen
 - Lehme, Schluffe, Schlufflehme über Tonmergel
 - Moränen über Mergelkalken
 - umgelagertes karbonathaltiges Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Mergeltonen, kalkhaltigen Tonen

2. Karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsmaterial

- a) wichtigste und charakteristische Minerale: Smektit und Calcit (Calcit: nicht in den oberen Horizonten); Quarz: 30-50 %
- b) Säureneutralisationskapazität (SNK): hoch
- c) Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - alte Verwitterungslehme über Tonmergel
 - Lehme, Schlufflehme über Mergelkalken
 - Lehme, Schlufflehme über alten Verwitterungslehmen über Kalkstein
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über alten Verwitterungslehmen über Kalkstein
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Kalksandstein, kalkhalt. Konglomerate/Breccien, kalkhaltige Grauwacken

3. Umgelagerte kalkfreie Lockersedimente

Sandlöße und entkalkte Löße, insbesondere:

- verlehnte, reichere Sande
- karbonatfreie Geschiebelehme
- Lockersedimente entsprechender Substrate im Mittelgebirge

- a) wichtigste und charakteristische Minerale: Quarz (50-80 %) Feldspat, geringer Tonmineralanteil
hauptsächlich Illite und Al-Chlorite
- b) Säureneutralisationskapazität (SNK): mittel bis gering (je nach Tonmineralanteil)
- c) Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Lehme, Schlufflehme über Ton (kalkfrei)
 - Schluffe über Ton (kalkfrei)
 - Sande über Ton (kalkfrei)
 - Sande über alten Verwitterungslehmen

- Sande über Lehm, Schlufflehme über alten Verwitterungslehmen
- umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft
- umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Sand

4. VWL bzw. Decklehme über Ton- und Schluffstein; Ton, Tonsteine, Grauwacken

- wichtigste und charakteristische Minerale: Illit, Chlorit (Al-) Chlorite, Quarz etwa 20-50 %,
- Säureneutralisationskapazität (SNK): mittel bis gering
- Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Lehme, Schlufflehme über Tonstein
 - Lehme, Schlufflehme über umgelagertem karbonatfreiem Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Tonstein
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Schiefertönen
 - Lehme, Schlufflehme über Schluffstein
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Grauwacken
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über alten Verwitterungslehmen über Schluffstein

5. Verwitterungslehme und Decklehm über quarzreichen Ausgangsgesteinen sowie quarzreiche Ausgangsgesteine (z.B. Buntsandstein, paläozoische Sandsteine, Quarzite, sonstige Sandsteine)

- wichtigste und charakteristische Minerale: Illit, Chlorit (Al-) Vermiculite, Wechsellagerungsminerale, Quarz etwa 50-75 %
- Säureneutralisationskapazität (SNK): gering
- Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Lehme, Schlufflehme über Sandstein
 - Lehme, Schlufflehme über umgelagertem karbonatfreiem Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Sandstein
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Konglomeraten, Breccien
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über kieseligen Sedimentgesteinen
 - Sandsteine

6. Arme (pleistozäne) Sande

- wichtigste und charakteristische Minerale: Quarz > 80 %, Feldspat
- Säureneutralisationskapazität (SNK): sehr gering
- Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Sande

7. Basische Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über basischen Magmatiten oder Metamorphiten

- a) wichtigste und charakteristische Minerale: Smektit, Feldspate: Quarz $\approx$ 30 %, Amphibole, Pyroxene, Feldspatvertreter
- b) Säureneutralisationskapazität (SNK): hoch bis sehr hoch
- c) Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Lehme, Schlufflehme über Basalt
 - Diabase
 - umgelagertes karbonatfreies Material unterschiedlicher geologischer Herkunft über Diabas

8. Intermediäre und saure Magmatite oder Metamorphite sowie Lehme oder Mischsubstrate über intermediären oder sauren Magmatiten oder Metamorphiten (z.B. Keratophyne, Andesite, Bims, Granite, Gneise)

- a) wichtig Minerale: Quarz $\approx$ 50 %, Feldspate, Smektite
- b) Säureneutralisationskapazität (SNK): mittel bis hoch
- c) Beispiele aus BZE-Anleitung (2. Auflage):
 - Vulkanite
 - helle Gneise
 - Vulkanite
 - Plutonite

9. Moore

10. Anthropogene Substrate und nicht den Gruppen 1-9 zuzuordnende Substrate

Bewertungskriterien

1. Pufferbereiche / pH-Wert

nach: AK Standortkartierung (1996)

Pufferbereich	pH-Wert
Eisen	< 3.2
Eisen / Aluminium	3.2 bis 3.8
Aluminium	3.8 bis 4.2
Austauscher	4.2 bis 5.0
Silikat	> 5.0
Carbonat	> 6.2

2. Bewertung des Risikos der Säurebelastung für mittlere und anspruchsvolle Pflanzengesellschaften

nach: AK Standortkartierung (1996)

Bewertung	Bewertungskriterien
minimal	gesamter <i>Wurzelraum</i> im Carbonat- oder Silikat-Pufferbereich
gering	<i>Oberboden</i> im Kationenaustauscher-Pufferbereich Folge: Beeinträchtigung säureintoleranter (kalkholder Arten)
mittel	<i>Oberboden</i> im Aluminium- oder Aluminium-Eisen-Pufferbereich und <i>Unterboden</i> im Silikat- oder Kationenaustausch-Pufferbereich Folge: Verdrängung säureintoleranter Arten
stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-/Fe-Pufferbereich und pH im O_h > 3.0 Folgen: - geringe bis sehr geringe Vorräte an (austauschbaren) Ca-, K-, Mg- und Na-(Kat)Ionen - niedrige Ca- und hohe Al-Gehalte in den Feinwurzeln - Schäden im Meristem und gehemmtes Längenwachstum von Feinwurzeln
sehr stark	Ober- und Unterboden im Al- oder Al-/Fe-Pufferbereich und pH im O_h < 3.0

Def. **Wurzelraum** für die BZE-Auswertung:

Mineralboden bis 60 cm

Def. **Oberboden** für die BZE-Auswertung:

Mineralboden bis 30 cm

Anhang II

(ohne organ. Auflage)

Def. **Unterboden** für die BZE-Auswertung: Mineralboden unter 30 cm

3. Nährelementstatus organische Substanz

nach: AK Standortkartierung (1996)

3.1. C/N-Verhältnis

Bewertung	C/N
sehr eng	< 10
eng	10 - 12
mäßig eng	12 - 16
mittel	16 - 20
mäßig weit	20 - 25
weit	25 - 35
sehr weit	> 35

Bezugshorizonte: bei L- und F-Mull sowie mullartigem Moder: A_h (0-5 cm)
ansonsten : O_h -Lage

3.2. C/P-Verhältnis

Bewertung	C/P
sehr eng	< 50
eng	50 - 100
mäßig eng	100 - 200
mittel	200 - 400
mäßig weit	400 - 800
weit	800 - 1200
sehr weit	>1200

Bezugshorizonte: bei L- und F-Mull sowie mullartigem Moder: A_h (0-5 cm)
ansonsten : O_h -Lage

3.3 N-Vorräte im Wurzelraum (hier inkl. organ. Auflage)

Bewertung	N_t (kg/ha)
sehr gering	< 2500
gering	2500 - 5000
mittel	5000 - 10.000
hoch	10.000 - 20.000
sehr hoch	> 20.000

Anhang II

3.4 C-Vorräte im Wurzelraum (hier inkl. organ. Auflage)

Bewertung	C _{org} (t/ha)
sehr gering	< 50
gering	50 - 100
mittel	100 - 200
hoch	200 - 400
sehr hoch	> 400

4. Nährelementstatus Mineralboden

nach: AK Standortskartierung (1996)

4.1 AKe

Bewertung	AKe im Wurzelraum (kmol IÄ / ha)
sehr gering	< 50
gering	50 - 100
gering / mittel	100 - 250
mittel	250 - 500
mittel / hoch	500 - 1000
hoch	1000 - 2000
sehr hoch	>2000

Ake : Effektive Kationenaustauschkapazität bei aktuellem Boden-pH-Wert
Wurzelraum : Mineralboden bis 60 cm

4.2 Relative Austauscherbelegung (bezogen auf die AKe)

Elastizität	(Ca+Mg)/AKe	Mg/AKe	K/AKe	(H+Fe)/AKe	Ca/(Ca+Fe+Al)
sehr gering	<5	<1	<1	>10	<5
gering	5 - 15	1 - 2	1 - 2	2(5) - 10	5 - 10
mäßig	15 - 30	/	/	/	/
mittel	30 - 50	2 - 4	2 - 4	/	>10
mäßig hoch	50 - 70	/	/	/	/
hoch	70 - 85	4 - 8	4 - 8	/	/
sehr hoch	>85	>8	>8	/	/
äußerst hoch	Al = 0, AKe = AK _{pot}				

Nur (H+Fe)/AKe bundesweit auswertbar (da nur H-, Al-, Mn-, Fe-Anteil an der AKe übermittelt wird). (Ca + Mg)/AKe entspricht weitgehend der Basensättigung (s. 4.3).

Anhang II

4.3 Basensättigung

Die Basensättigung (BS) ist der prozentuale Anteil der (austauschbar gebundenen) Mb-Kationen (Ca, Mg, K, Na) an der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe):

$$BS = (Ca + Mg + K + Na) / AKe \cdot 100 [\%].$$

Elastizität	Basensättigung
sehr gering	<5
gering	5 - 15
mäßig	15 - 30
mittel	30 - 50
mäßig hoch	50 - 70
hoch	70 - 85
sehr hoch	>85

5. Kapazitive Kennwerte

nach: AK Standortskartierung (1996)

5.1 leicht bis mittelfristig verfügbare Vorräte im *Wurzelraum (inkl. Humusauflage !)* von mittleren Baumhölzern

Bewertung	K (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)
sehr gering	< 200	< 200	< 50
gering	200 - 400	200 - 400	50 - 100
mäßig	400 - 600	400 - 800	100 - 200
mittel	600 - 800	800 - 2000	200 - 500
mittel/hoch	800 - 1200	2000 - 4000	500 - 1000
hoch	1200 - 1600	4000 - 8000	1000 - 2000
sehr hoch	> 1600	> 8000	> 2000

Anhang II

6. Elementgehalte in Nadeln und Blättern

nach: AK Standortskartierung (1996)

6.1 Elementgehalte in Fichtennadeln

1. Ndjg. bzw. 3. Ndjg. / 7. Quirl in mg/g TS
nach HÜTTL (1992)

Bewertung	N	P	K	Ca 1. Ndjg.	Ca 3 Ndjg.
sehr gering	< 13	< 1.2	< 3.5	< 1.0	< 4.0
gering	13 - 14	1.2 - 1.4	3.5 - 4.0	1.0 - 2.0	4.0 - 5.0
mittel	14 - 15	1.4 - 1.8	4.0 - 5.0	2.0 - 3.0	5.0 - 7.5
hoch	15 - 17	1.8 - 2.0	5.0 - 7.0	3.0 - 5.0	7.5 - 10.0
sehr hoch	> 17	> 2.0	> 7.0	> 5.0	> 10.0

(Fortsetzung)

Bewertung	Mg 1. Ndjg.	Mg 3. Ndjg.	Mn	Fe
sehr gering	< 0.75	< 0.30	< 0.05	< 0.02
gering	0.75 - 1.00	0.30 - 0.70	0.05 - 1.00	0.02 - 0.05
mittel	1.00 - 1.25	0.70 - 1.00	1.00 - 2.00	0.05 - 0.10
hoch	1.25 - 1.50	1.00 - 1.25	2.00 - 4.00	0.10 - 0.50
sehr hoch	> 1.5	> 1.25	> 4.00	> 0.50

(Fortsetzung)

Bewertung	Cu	S	Zn
sehr gering	< 0.002	< 0.05	< 0.015
gering	0.002 - 0.003	0.05 - 1.0	0.015 - 0.03
mittel	0.003 - 0.005	1.0 - 1.2	0.03 - 0.05
hoch	0.005 - 0.007	1.2 - 1.4	0.05 - 0.07
sehr hoch	> 0.007	> 1.4	> 0.07

6.2 Elementgehalte in Kiefernnadeln

1. Ndjg. Oberkrone bzw. 2. Quirl bei Jungkiefen in mg/g TS
nach HÜTTL (1992)

N, K, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, S, P wie bei Fichte 1. Ndjg.

Bewertung	Ca
sehr gering	< 2.0
gering	2.0 - 2.6
mittel	2.6 - 3.3
hoch	3.3 - 4.0
sehr hoch	> 4.0

Anhang II

6.3 Elementgehalte in Buchenblättern

für vollentwickelte Blätter von Neutrieben der Lichtkrone in mg/g TS
nach HÜTTL (1992)

Bewertung	N	P	K	Ca	Mg
sehr gering	< 18	< 1.0	< 5.0	< 4.0	< 0.7
gering	18 - 20	1.0 - 1.3	5.0 - 5.5	4.0 - 5.0	0.7 - 0.8
mittel	20 - 22	1.3 - 1.5	5.5 - 6.5	5.0 - 7.0	0.8 - 1.0
hoch	22 - 25	1.5 - 1.7	6.5 - 7.5	7.0 - 8.5	1.0 - 1.4
sehr hoch	> 25	> 1.7	> 7.5	> 8.5	> 1.4

6.4 Elementgehalte in Eichenblättern

für vollentwickelte Blätter von Neutrieben der Lichtkrone in mg/g TS
nach den Bewertungen von HEINSDORF (1993) und van DEN BURG (1985)

Bewertung	N	P	K	Mg
sehr gering	< 17	< 1.0	< 4.0	< 0.9
gering	17 - 20	1.0 - 1.4	4.0 - 5.5	0.9 - 1.5
mittel	20 - 25	1.4 - 1.9	5.5 - 7.5	1.5 - 2.0
hoch	25 - 30	1.9 - 2.6	7.5 - 10.0	2.0 - 3.0
sehr hoch	> 30	> 2.6	> 10.0	> 3.0

Anhang III

Methodenübersicht

Im folgenden sind die von den Labors angewandten Aufschluß-, Extraktions- und Elementbestimmungsmethoden zusammengestellt. Darin wird jeweils auf die detaillierteren Methodenbeschreibungen der einzelnen Labors verwiesen, die in KÖNIG & WOLFF (1993) veröffentlicht sind. Die Labors sind in dieser Veröffentlichung mit folgenden Schlüsselnummern versehen:

Labor-Code	Institution
1	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen
2	Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel
3	Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt, München
4	Angewandte Geochemie, Universität des Saarlandes, Saarbrücken
5	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg
6	Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt, Kassel
7	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt, Speyer am Rhein
9	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld
10	Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen
11	Landesanstalt für Forstplanung Brandenburg, Eberswalde
12	Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen
13(3)	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Thüringen, Jena

Anhang III

In den nachfolgenden Tabellen zur Methodenübersicht werden folgende Abkürzungen verwendet:

Abkürzung:	Beschreibung:
AAS Fl.	Flammen-Atomabsorptionsspektroskopie
Luft/Ac	mit Luft-Acetylen-Flamme
N ₂ O/Ac	mit Lachgas-Acetylen-Flamme
AAS Gr.	Graphitrohr-Atomabsorptionsspektroskopie
Plattf.	Graphitrohr mit Plattform
Zeeman	mit Zeeman-Untergrundkompensation
ICP	Atomemissionsspektroskopie am induktiv gekoppelten Plasma
Fl. Photometer	Flammenphotometrie
color.	colorimetrisches Verfahren
cont.flow	mit continuous-flow-Technik
FIA	mit flow-injection-Technik
nephelom.	nephelometrisches Verfahren
titrim.	titrimetrisches Verfahren
ionensen. Elektr.	ionensensitive Elektrode
Röflu	Röntgenfluoreszenz
IC	Ionenchromatographie
Mikrow.	Aufschluß mit Mikrowellengerät

Anhang III

Methodenübersicht

A. Bodenproben

effektive Austauschkapazität

Labor (Code)	Perkolationsmethode	Ca	Mg	K	Na	Fe	Al	Mn	pH
NI (1)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Glas-elekt.
SH (2)	Perkolation mit SrCl ₂ *	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Glas-elekt.
BY (3)	Schütteleextr. mit 0,5m NH ₄ Cl *	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Fl.-Pho- tometer	Fl.-Pho- tometer	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Glas-elekt.
SL (4)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft /Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS/Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Glas-elekt.
BW (5)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	Glas-elekt.
HE (6)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	Fl.-Pho- tometer	Fl.-Pho- tometer	ICP	ICP	ICP	Glas-elekt.
RP (7)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	ICP	ICP	ICP	Glas-elekt.
NW (9)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	Glas-elekt.
SN (10)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Glas-elekt.
BB, SA, MV (11)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	Glas-elekt.
NW (12)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
TH (13(3))	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Anhang III

Methodenübersicht

A. Bodenproben

wässriger 1:2 - Extrakt														
Labor (Code)	Extraktgewinnung	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Mn	NH4	NO3	Cl	SO4	Corg	pH
NI (1)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	color.* cont. flow	color.* cont. flow	color.* cont. flow	color.* cont. flow	TOC Shimadzu	Glas-Elekt.
SH (2)	BZE-Vorschrift abgewandelt *, Zentrifug.+ Faltenfilter	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	color.*	color.*	nephe- lom.*	nephe- lom.*	Chromschwefels.-Aufschl.* Titration	Glas-Elekt.
BY (3)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl.	AAS Fl.	Fl. Photometer	Fl.-Photometer	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	color.* cont. flow	color.* cont. flow	color.* cont. flow	color.* cont. flow		Glas-Elekt.
SL (4)	lt. Methodenbeschr.*	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	color.	IC	IC	IC	n.b.	Glas-Elekt.
BW (5)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	ICP	AAS Fl.	color.* cont.flow	IC *	IC*	IC*	color.* cont.flow	Glas-Elekt.
HE (6)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	Fl. Photometer	Fl. Photometer	ICP	ICP	ICP	color.* cont.flow	color.* cont.flow	IC*	IC*	n.b.	Glas-Elekt.
RP (7)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	AAS Fl.	AAS Fl.	ICP od. AAS Gr.	ICP	ICP	color.* FIA	color.* FIA	color.* FIA	ICP	DOC-Analysator	Glas-Elekt.
NW (9)	lt. BZE-Vorschrift	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ionensen. Elektr.	IC	IC	IC	TOC Shimadzu	Glas-Elekt.
SN (10)	lt. BZE-Vorschrift	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	color. cont.flow	color. cont.flow	color. cont.flow	color. cont.flow	TOC Shimadzu	Glas-Elekt.
BB, SA, MV (11)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
NW (12)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
TH (13(3))	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Anhang III

Methodenübersicht

A. Bodenproben

Gesamtgehalte

Labor (Code)	Ct	Nt	Pt
NI (1)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*
SH (2)	Chromschwefels.-Aufschluß, titrimetrisch*	Kjeldahl-Aufschluß, titrimetrisch	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*
BY (3)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	Königswasser-Aufschluß, color.*
SL (4)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	Königswasser-Aufschluß, ICP
BW (5)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HCL-Aufschluß, color.*
HE (6)	C-Elementaranalysator Leco	N-Elementaranalysator Leco	Königswasser-Aufschluß, ICP
RP (7)	ox. Naßaufschluß Lichterfelde, color.	Kjeldahl-Aufschluß	Königswasseraufschluß, ICP
NW (9)	coulometrisch	Kjeldahl-Aufschluß	Druckaufschluß, ICP
SN (10)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.
BB, SA, MV (11)	ox. Aufschluß, titrimetrisch *	Kjeldahl-Aufschluß, titrimetrisch	HNO ₃ -Aufschluß, color.*
NW (12)	n.b.	n.b.	n.b.
TH (13(3))	n.b.	n.b.	n.b.

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Anhang III

Methodenübersicht

B. Humusproben

Gesamtgehalte

Labor (Code)	Ct	Nt	Pt
NI (1)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*
SH (2)	Glühverlust	Kjeldahl-Aufschluß, titrimetrisch	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*
BY (3)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	Königsw.-Aufschluß, color. *
SL (4)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP
BW (5)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HNO ₃ -Aufschluß Rückfl., ICP
HE (6)	C-Elementaranalysator Leco	Kjeldahl-Aufschluß*	HNO ₃ /H ₂ O ₂ -Aufschluß, ICP
RP (7)	Glühverlust	Kjeldahl-Aufschluß	Kjeldahl-Aufschluß, color.*
NW (9)	coulometrisch	Kjeldahl-Aufschluß	Druckaufschluß, ICP
SN (10)	CN-Elementaranalysator Heraeus	CN-Elementaranalysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP
BB, SA, MV (11)	ox. Aufschluß, titrimetrisch *	Kjeldahl-Aufschluß, titrimetrisch	HNO ₃ -Aufschluß, color.*
NW (12)	n.b.	n.b.	n.b.
TH (13(3))	ox. Naßaufschluß, color.	n.b.	Königswasser-Aufschluß, ICP

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Anhang III

Methodenübersicht

B. Humusproben

Gesamtgehalte (Aufschlüsse)

Labor (Code)	Aufschluß 2. Ringanalyse	Aufschluß 3. Ringanalyse	Gesamtaufschluß 3. Ringanalyse	Königswasseraufschluß 3. Ringanalyse
NI (1)	HNO ₃ -Druckaufschluß *	HNO ₃ -Druckaufschluß *	n.b.	lt. EG-Vorschrift
SH (2)	HNO ₃ /HF-Druckaufschl. Mikrow.*	HNO ₃ /HF-Druckaufschl. Mikrow.*	HNO ₃ /HF/HCL/HClO ₃ - Druckaufschluß*	Königswasser-Druck- aufschluß
BY (3)	Königswasser-Aufschluß *	HNO ₃ -Druckaufschluß *	HNO ₃ /HF-Aufschluß*	lt. EG-Vorschrift
SL (4)	HNO ₃ -Druckaufschluß *	HNO ₃ -Druckaufschluß *	n.b.	nach DIN 38414, jedoch 1 g Einw.
BW (5)	HNO ₃ -Aufschluß unter Rückfluß	HNO ₃ -Druckaufschluß *	n.b.	lt. EG-Vorschrift
HE (6)	HNO ₃ /H ₂ O ₂ -Druckauf- schluß *	HNO ₃ /H ₂ O ₂ -Druckauf- schluß *	n.b.	lt. EG-Vorschrift
RP (7)	trockene Verasch., für SM: HNO ₃ -Druckaufschl.	HNO ₃ -Druckaufschluß	n.b.	lt. EG-Vorschrift
NW (9)	HNO ₃ /H ₂ O ₂ /HCl-Druck- aufschluß Mikrowelle *	HNO ₃ /H ₂ O ₂ /HCl-Druck- aufschluß Mikrowelle *	n.b.	lt. EG-Vorschrift
SN (10)	HNO ₃ -Druckaufschluß *	HNO ₃ -Druckaufschluß *	n.b.	lt. EG-Vorschrift
BB, SA, MV (11)	HNO ₃ -Druckaufschluß *	HNO ₃ -Druckaufschluß *	HF/H ₂ SO ₄ -Aufschluß *	lt. EG-Vorschrift *
NW (12)	n.b.	n.b.	n.b.	lt. EG-Vorschrift*
TH (13(3))	n.b.	n.b.	n.b.	nach DIN 38414

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

SM = Schwermetalle

Methodenübersicht

B. Humusproben

Gesamtgehalte (Metalle)

Anhang III

Labor (Code)	K	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
NI (1)	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	AAS Gr.	AAS Gr.Plattf.	AAS Gr. Plattf.
SH (2)	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac
BY (3)	Fl .Pho- tometer	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Gr.	AAS Gr.
SL (4)	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	ICP od. AAS Fl.	AAS Gr. od. ICP	AAS Gr.	AAS Gr. od. ICP
BW (5)	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	AAS Fl.	AAS Gr.	AAS Fl.
HE (6)	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	Zeeman AAS Gr.	Zeeman AAS Gr.	Zeeman AAS Gr.
RP (7)	AAS Fl.	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	AAS Fl.	AAS fl.	AAS Gr.	AAS Fl.
NW (9)	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Gr.	ICP od. AAS Gr.
SN (10)	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	ICP od. AAS Fl.	AAS Gr.	AAS Gr. Plattf.	AAS Gr. Plattf.
BB, SA, MV (11)	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Gr.	AAS Fl. Luft/Ac
NW (12)	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N2O/Ac	AAS Fl. Luft/ac	AAS Fl. Luft/Ac	n.b.	n.b.	n.b.
TH (13(3))	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	Zeeman AAS Gr.	ICP od. AAS Gr.

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Anhang III

Methodenübersicht

C. Nadelproben

Gesamtgehalte					
Labor (Code)	Nt	Pt	St	Cl	Si
NI (1)	CN-Elementar- analysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*	S-Elementaranalysator Heraeus	Schöniger-Aufschluß, color.*	HNO ₃ -Druckaufschluß, Rückstandswägung
SH (2)	Kjeldahl-Aufschluß *, titrimetrisch	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*	Schöniger-Aufschluß, color.*	Schöniger-Aufschluß, color.*	HNO ₃ /HF- Druckaufschluß, AAS
BY (3)	CN-Elementar- analysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*			
SL (4)	CN-Elementar- analysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, color.*	n.b.	n.b.	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP
BW (5)	Kjeldahl-Aufschluß, Titration *	HNO ₃ -Druckaufschluß , ICP *	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP *	trockene,alk. Veraschung, titrimetrisch *	HNO ₃ -Druckaufschluß, Rückstandswägung
HE (6)	Kjeldahl-Aufschluß, Tiration *	HNO ₃ /H ₂ O ₂ - Druckaufschluß, ICP *	HNO ₃ /H ₂ O ₂ - Druckaufschluß, ICP*	n.b.	Veraschung NaOH- Schmelze, ICP *
RP (7)	CN-Elementar- analysator DUMAS	trockene Veraschung, ICP	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP	Verbrennung nach Wickbold, IC	HNO ₃ /HClO ₄ -Aufschluß, color. *
NW (9)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
SN (10)	CN-Elementar- analysator Heraeus	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP	HNO ₃ -Druckaufschluß, ICP	n.b.	HNO ₃ -Druckaufschluß, Rückstandswägung
BB, SA, MV (11)	Kjeldahl, Tiration*	HNO ₃ -Druckaufschluß, color. *	HNO ₃ -Druckaufschluß, gravimetr. *	trockene, alk. Veraschung, titrimetr. *	n.b.
NW (12)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
TH (13(3))	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Anhang III

Methodenübersicht

C. Nadelproben

Gesamtgehalte (Metalle)

Labor (Code)	Aufschluß	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn
NI (1)	HNO ₃ -Druckaufschluß	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP
SH (2)	HNO ₃ /HF- Druckaufschluß *	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N ₂ O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac
BY (3)	HNO ₃ -Druckaufschluß	Fl. Pho- tometer	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.	AAS Fl.
SL (4)	HNO ₃ -Druckaufschluß	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. N ₂ O/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac
BW (5)	HNO ₃ -Druckaufschluß	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP
HE (6)	HNO ₃ /H ₂ O ₂ - Druckaufschluß *	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP
RP (7)	trockene Veraschung	AAS Fl.	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP
NW (9)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
SN (10)	HNO ₃ -Druckaufschluß	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP	ICP
BB, SA, MV (11)	HNO ₃ -Druckaufschluß	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac
NW (12)	HNO ₃ /HF/H ₂ O ₂ -Druck- aufschluß Mikrow. *	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac	AAS Fl. Luft/Ac
TH (13(3))	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

* siehe Methodenbeschreibung

n.b. = nicht bestimmt

Übersicht der an der BZE beteiligten Labors

Land	Name	Labor	Adresse	Telefon	Fax
BW	Trefz-Malcher	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg	Wonnhaldestr. 48 79100 Freiburg	0761/ 4018-176	0761/ 4018-333
BY	Specht	Bayerische Landesanstalt für Wald und Holzwirtschaft	Hohenbachernstr. 20 85354 Freising	08161/ 71-4975	08161/ 71-4971
BB, SA, MV	Finger	Landesanstalt für Forstplanung	Schwappachweg 1 16225 Eberswalde	03334/ 22657	03334/ 22657
HE	Dr. Ellinghaus / Dr. Janssen,	Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt	Am Versuchsfeld 13 34128 Kassel-Harleshausen	0561/ 9888-110 9888-135	0561/ 9888-300
RP, SN	Dr. Lamersdorf	Institut für Bodenkunde und Waldernährung	Büsgenweg 2 37077 Göttingen	0551/ 39-3500	0551/ 39-3310
NI	König ^(*)	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt	Grätzelstr. 2 37079 Göttingen	0551/ 69401-41	0551/ 69401-60
NW	Dr. Lür	Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen	De-Greiff-Str. 195 47803 Krefeld	02151/ 897-334	02151/ 897-505
NW	Dr. Bartels	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen	Leibnizstr. 10 45659 Recklinghausen	02361/ 305-520	02361/ 305-215
RP	Wies	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Versuchsanstalt (LUFA)	Postfach 16 29 67326 Speyer	06232/ 136-142	06232/ 136-110
SL	Kruchten	Umweltzentrum Dudweiler	Angewandte Chemie 66125 Dudweiler	06897/ 798-203	06897/ 798-155
SN	Symosseck	Sächsische Landesanstalt für Forsten	Bonnewitzer Str. 34 01827 Graupa	03501/ 542-243	03501/ 542-213
SH	Dr. Rünger	Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein	Saarbrücker Str. 38 24114 Kiel	0431/ 6649-112	0431/ 6649-102
TH	Dr. Leiterer	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft	Naumburger Str. 98 07743 Jena	03641/ 683-448	03641/ 683-414

(*) Herr König ist Leiter der AG Bodenanalytik im Rahmen der BZE

Anhang IV

Liste der BZE Ansprechpartner

Land	Name	Institution	Adresse	Telefon	Fax
BW	Herrn Dr. v. Wilpert	Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg	Wonnhaldestr. 4 79100 Freiburg	0761/ 4018-173	0761/ 4018-333
BY	Herrn Gulder	Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (FVA)	Hohenbachernstr. 20 85354 Freising	08161/ 71-4945	08161/ 71-4971
BB	Herrn Grüll	Landesanstalt für Forstplanung	Pappelallee 2 14469 Potsdam	0331/ 5874-122	0331/ 5874-179
	Herrn Konopatzky	Abt. Standortserkundung	Schwappachweg 16225 Eberswalde	03334/ 22657	03334/ 22657
HH	Frau Fuchs	Umweltbehörde Fachamt für ökologische Forst- und Landwirtschaft	Billstr. 84 20539 Hamburg	040/ 78803142	
HE	Herrn Hocke	Forsteinrichtungsanstalt Hessen	Europastr. 10-12 35394 Gießen	0641/ 4991-311	0641/ 4991-101
MV	Herrn Dieckmann	Landesamt für Forstplanung Mecklenburg-Vorpommern	Großer Moor 30 19055 Schwerin	0385/ 555696	0385/ 562953
NI	Dr. Büttner	Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (NFV)	Grätzelstr. 2 37079 Göttingen	0551/ 69401-36	0551/ 69401-60
NW	Dr. Gehrman	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung	Leibnizstr. 10 45665 Recklinghausen	02361/ 305-470	02361/ 305-476
RP	Herrn FD Dr. Block	Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz	Schloß Hauptstr. 16 67705 Trippstadt	06306/ 911-120	06306/ 2821
SL	Herrn Dr. Lohmann	Forstplanungsanstalt	Von der Heydt, H. 11 Virchowstr. 7 6115 Saarbrücken	0681/ 9712158	0681/ 9712150
SA	Herrn Schmidt	Forstliche Landesanstalt Sachsen-Anhalt	Haferfeld 06507 Gernrode	039485/ 97-300	039485/ 97-101
SH	Herrn Aydin	Forstamt Segeberg	23812 Glashütte	04320/ 5973-0	04320/ 5973-73
SN	Dr. Raben	Sächsische Landesanstalt für Forsten (LAF)	Bonnewitzer Str. 34 01827 Graupa	03501/ 542-244	03501/ 542-213
TH	Herrn Schramm	Thüringer Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft	Jägerstr. 1 99867 Gotha	03621/ 225-201	03621/ 225-22

	Herrn Splett	Bundesministerium Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Referat 615	Psf. 14 02 70 53107 Bonn	0228/ 529-4321	0228/ 529-4318
	Dr. Wolff Dr. Riek	BFH Institut für Forstökologie und Walderfassung	A.-Möller-Str. 16225 Eberswalde	03334/ 65304	03334/ 65354