Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst. Bd. 57 S. 19–46 Kiel, Jan. 1988

Untersuchungen zum Stoffbestand schleswig-holsteinischer Waldböden

Von KIRSTEN JENSEN-HUSS & GERALD KUHNT, Kiel

Inhalt

1. Einleitung
2. Material und Methoden
2.1 Auswahl repräsentativer Standorte
2.2 Probenahme und -analyse
3. Pedologische Randbedingungen des Stoffhaushaltes
4. Stoffbestand der untersuchten Böden
4.1 Mobile Fraktion
4.2 Gesamtgehalte
5. Zusammenfassende Beurteilung
6. Literatur

1. Einleitung

Die seit Beginn der siebziger Jahre erheblich zunehmenden neuartigen Waldschäden sind gerade in letzter Zeit immer stärker in den Blickwinkel der Öffentlichkeit geraten. Als Hauptschädigungsgrund werden meist die Luftschadstoffe genannt, doch hat sich im Laufe der sehr intensiven Ursachenforschung gezeigt, daß die Waldschäden auch als Folge einer Vielzahl komplex miteinander verknüpfter Umwelteinflüsse zu sehen sind, wobei dem als „saurer Regen" bekannten atmosphärischen Eintrag sicher eine Schlüsselrolle zukommt (vgl. FRÄNZLE, SCHRÖDER & VETTER 1985). Unbestreitbar führt der Eintrag an säurebildenden Schadstoffen sowohl direkt über die Vegetation als auch indirekt über den Boden, dessen natürlicher Versauerungs- und Degradationsprozeß beschleunigt wird, zu einer nachhaltigen Störung des Ökosystems Wald. Dies bedeutet zugleich eine starke Beeinträchtigung der vielfältigen Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen natürlicher Wälder.

Die Forstwirtschaft im waldärmsten Bundesland Schleswig-Holstein, deren Ziel es unter anderem ist, den Waldanteil von derzeit 8,9 auf 12 % der Landesfläche zu vergrößern, muß daher einer fortschreitenden Schädigung der Waldbestände besonders konsequent entgegentreten. Während im Jahre 1981 in Schleswig-

Holstein noch keine mit Sicherheit auf Immissionseinflüsse zurückzuführenden Waldschäden registriert wurden, hat der Anteil geschädigter Flächen in den letzten Jahren deutlich zugenommen (MELF 1986). So wiesen nach der Waldschadenserhebung 1986 bereits ca. 40 % der schleswig-holsteinischen Forsten Schädigungen auf (bundesweit 54 %), die zum überwiegenden Teil (26,4 %) der Schadstufe 1 (schwach geschädigt) zuzuordnen sind. In die Stufe 2 (mittelstarke Schädigung) sind 12,1 % der Forsten einzuordnen, während 1,1 % den Stufen 3 und 4 (starke Schädigungen) angehören; ältere Bestände (über 60 Jahre) sind dabei deutlich stärker beeinträchtigt. Nach Baumarten differenziert zeigt sich, daß Fichte und Buche am stärksten betroffen sind, wobei ein erheblicher Flächenanteil den Schadstufen 2–4 angehört, die Bäume also bereits deutliche Schadsymptome aufweisen. Bei den über 60-jährigen Fichtenbeständen liegt der Schädigungsgrad sogar nahe 95 %.

Bezogen auf die regionale Verteilung der Schadflächen tritt die vergleichsweise starke Immissionsbelastung des Hamburger Umlandes deutlich in Erscheinung. Im Rahmen der immissionsökologischen Waldzustandserfassung konnten bei der Fichte drastische Depressionen der Jahresringbreite im Bereich der Städte Flensburg, Schleswig und Lübeck sowie entlang eines Korridors, der sich von der Elbmündung über Itzehoe, Neumünster, Bad Segeberg, Eutin bis zur Lübecker Bucht erstreckt, beobachtet werden (FORSTBERICHT 1985). Insgesamt gesehen ist die Luftbelastung in Schleswig-Holstein allerdings eher als gering zu bezeichnen, denn die im Rahmen der lufthygienischen Überwachung registrierten Mengen atmosphärischer Schadstoffe und -stäube liegen, von einigen Ausnahmen in Smog-Perioden abgesehen, deutlich unterhalb der Grenzwerte der TA Luft (MESSBERICHT 1985), wobei die Belastung relativ gleichförmig über das Land verteilt ist. Zu berücksichtigen bleibt jedoch, daß Schädigungen gerade an jungen Pflanzen auch bei Werten, die deutlich unterhalb der Grenzwerte liegen, auftreten können. Auch permanent niedrige Schadstoffgehalte der Luft oder nur kurzzeitige Belastungsspitzen können für die Ausweitung der Waldschäden verantwortlich sein; dann nämlich, wenn synergistische Wirkungen mehrerer Substanzen vorliegen oder das Ökosystem bereits vorgeschädigt ist, etwa durch Schädlingsbefall oder Bodendegradierung.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß größere Baumbestände in beträchtlichem Maße Schadstoffe aus der Atmosphäre ausfiltern, so daß selbst in sogenannten Reinluftgebieten die Wälder zu lokalen Belastungsgebieten werden können. Eigene Untersuchungen im Bereich des Gutes Rastorf, 15 Kilometer südöstlich von Kiel gelegen, haben gezeigt, daß die dort geringen atmogenen Einträge von Schadstoffen zunächst im Kronenraum angereichert werden. Die Untersuchungen ergaben ferner, daß die Filterleistung der Nadelbestände Fichte und Lärche die der Laubstandorte Eiche und Buche häufig klar übersteigt (vgl. JENSEN 1985). Da die Vegetation vorwiegend regulatorische und nur zeitlich befristete Speicherfunktionen wahrnimmt, erreicht fast die gesamte Schadstofffracht den Boden, der wegen seiner Puffer-, Transformations- und Filterfunktion eine zentrale Stellung im Waldökosystem einnimmt. Die durch Schadstoffe verursachten Veränderungen dieses Ökosystemkompartiments führen wegen der über vielfältige Rückkoppelungsbeziehungen vernetzten Interaktionen innerhalb des Boden/Vegetations-Komplexes neben der direkten zu einer weiteren, indirekten Schädigung der Pflanzen. Vor

allem die Azidität des Bodens, die durch Säurebildner im Niederschlag nachhaltig verstärkt wird, steuert wesentlich:

- Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse,
- Pufferungsvermögen und Belastbarkeit,
- Bodenbiologie und Humusentwicklung,
- Verlagerung und Auswaschung von Nährstoffen,
- Mobilisierung von Eisen und Aluminium,
- Löslichkeit von Schwermetallen.

Das Pufferungsvermögen des Boden bestimmt maßgeblich die Elastizität des gesamten Ökosystems und ist daher mitentscheidend für Umfang und Intensität der Waldschäden. Dies bedeutet, daß Wälder auf degradierten Standorten stärker gefährdet sind, da dort hohe Konzentrationen an Schwermetallen und weiteren toxischen Substanzen bei gleichzeitiger Nährstoffverarmung wahrscheinlicher sind als auf gut gepufferten Böden. Entsprechend weist auch ULRICH (1983) dem Boden in seinem ökosystemaren Ansatz einer Waldschadenshypothese eine Schlüsselstellung zu, die anhand verschiedener Pufferbereiche im Boden eindrucksvoll dargestellt wird.

Somit lassen sich über Untersuchungen zum Stoffbestand der Waldböden erste Aussagen zur Belastung und Belastbarkeit des gesamten Systems ableiten, die potentiellen Entwicklungsphasen der Bestände bei anhaltender Säurebelastung abschätzen.

Im Sinne der eben erläuterten Problematik wurde der Stoffbestand von 48 regional repräsentativen Waldböden unterschiedlicher Genese auf wechselndem Ausgangsmaterial ermittelt und gegenübergestellt. Als Bestandsart wurden 80-jährige Fichten ausgewählt, da diese Baumart mit 25 % Anteil an der Gesamtwaldfläche Schleswig-Holsteins neben der Buche die stärkste Verbreitung aufweist und, mit Ausnahme der Marsch, in allen Landschaftseinheiten sowie auf einer Vielzahl unterschiedlicher Böden vertreten ist. Außerdem gehört die Fichte dieser Altersklasse in Schleswig-Holstein zu den am stärksten geschädigten Baumarten. Da trotz vergleichsweise geringer atmosphärischer Belastung derart starke Schädigungen registriert werden, sind auch die Böden einer eingehenden Analyse zu unterziehen.

Im Rahmen der hier geschilderten Untersuchungen stehen daher insbesondere drei Problemfelder im Vordergrund: Zum einen soll geklärt werden, inwieweit Unterschiede im Stoffbestand der Böden in Abhängigkeit von Bodentyp oder Landschaftsraum zu bemerken sind. Zum anderen stellt sich die Frage, ob eine potentiell stärkere Immissionsbelastung einzelner Regionen (etwa im Umkreis größerer Städte oder in der Nähe vielbefahrener Verkehrswege) am Bodenzustand nachvollziehbar ist. Abschließend ist der ermittelte Stoffbestand der Böden in bezug auf die Waldernährung kritisch zu bewerten.

2. Material und Methoden

2.1 Auswahl repräsentativer Standorte

Aussagen zur Belastung und Belastbarkeit natürlicher Systeme können aufgrund der Unmöglichkeit einer ganzheitlichen Erfassung aller Kenngrößen nur anhand

von Stichprobenerhebungen erstellt werden. Der Bezugsrahmen sowie Umfang und Art der Stichprobe werden dabei meist nach entsprechend unterschiedlichen Gesichtspunkten festgelegt; es wird also eine raum-zeitliche Generalisierung eingeführt, die grundsätzlich Extrapolationen auf Bereiche enthält, die in der untersuchten Stichprobe nicht repräsentiert sind (SCHWARZ 1970, zit. in FRÄNZLE, SCHRÖDER & VETTER 1985, SEIFFERT 1973). Die Wahrscheinlichkeit, daß die betrachtete Stichprobe die Grundgesamtheit adäquat wiedergibt, ist abhängig von ihrer Repräsentanz, und diese wiederum steigt mit zunehmender Organisation der Elemente innerhalb des Systemausschnittes, für den sie Gültigkeit besitzen soll. Entsprechend fordert FRIEDRICHS (1973):

1. Die Stichprobe muß ein verkleinertes Abbild der Grundgesamtheit sowohl hinsichtlich der Heterogenität als auch in bezug auf die Repräsentanz der für die Hypothesenprüfung relevanten Variablen sein.
2. Die Elemente der Stichprobe müssen definiert sein.
3. Die Grundgesamtheit sollte empirisch definierbar sein.
4. Das Auswahlverfahren muß angebbar sein und Forderung 1 erfüllen.

Nur Stichproben, die diesen Ansprüchen genügen, sind repräsentativ; die an ihnen gewonnenen Ergebnisse lassen sich unter Berücksichtigung wahrscheinlichkeitstheoretischer Überlegungen auf andere Bereiche übertragen (vgl. FRÄNZLE 1984).

Wie in der Einleitung bereits angedeutet wurde, sind auch hier raum-zeitvariable Phänomene Gegenstand einer vergleichenden Betrachtung. Es handelt sich um Böden in verschiedenen Landschaftszonen Schleswig-Holsteins, die gegenüber potentiellen Emittenten unterschiedlich exponiert sind. Die Gewährleistung regionaler Repräsentanz ist daher nur dann gegeben, wenn die für Fichtenwälder typischen Böden in ihren jeweiligen Entwicklungsphasen unter Berücksichtigung weiterer mit Bodenausstattung und -zustand eng verknüpfter Faktoren möglichst komplett erfaßt sind.

Um diesem Anspruch gerecht zu werden, wurden die Untersuchungsstandorte über multivariat-statistische Kartenauswertungen nach dem Verfahren von FRÄNZLE und KUHNT bestimmt (vgl. KUHNT, FRÄNZLE & VETTER 1986). Das im Planungsatlas Schleswig-Holstein vorhandene und für die Fragestellung relevante Kartenmaterial (Geologie/Ausgangssubstrat, Bodenart, Bodentyp, Bodengüte, Vegetation) wurde mit deckungsgleichen Punktrastern überlegt und digitalisiert, so daß jeder Punkt durch einen Satz typischer Eigenschaften ausgezeichnet ist. Über statistische Berechnungen läßt sich die für die Grundgesamtheit charakteristische Kombinatorik ebenso ermitteln wie das Maß der diesbezüglichen Repräsentanz eines einzelnen Punktes. Die ergänzende Anwendung nachbarschaftsanalytischer Konzepte führt letztlich dazu, daß die ermittelte Stichprobe sowohl häufigkeits- wie regionalstatistisch repräsentativ ist.

In Absprache mit dem Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten in Kiel wurden im Rahmen der Standortauswahl weiterhin die Angaben der forstlichen Standortkartierung und die der forstlichen Betriebsbücher berücksichtigt sowie eventuell mögliche anthropogene Einflüsse in die Überlegungen einbezogen. Das Ergebnis dieser Voruntersuchungen ist die Bestimmung von 48 Fichtenbeständen, die sich in der Verknüpfung der oben aufgeführten Parameter signifikant

unterscheiden. Da die Fichte auf den unterschiedlichsten Böden anzutreffen ist, wird ein verhältnismäßig hoher Anteil des schleswig-holsteinischen Bodeninventars erfaßt. Allerdings können die vorhandenen Daten weder für den gesamten Bereich Schleswig-Holsteins, noch im Sinne einer vollständigen Erfassung der potentiell sehr kleinräumigen Variabilität der pedologischen Kenngrößen repräsentativ sein. Repräsentanz bedeutet in diesem Zusammenhang vielmehr, daß die verschiedenen und pedologisch unterschiedlich ausgestatteten Böden, auf denen in Schleswig-Holstein Fichtenwälder anzutreffen sind, adäquat erfaßt sind. Ebenso werden die genetisch differenzierten Landschaftszonen, verschiedene Substrate sowie die Lage und Verteilung der Fichtenbestände im Gesamtbetrachtungsraum – auch in bezug auf die Exposition – angemessen berücksichtigt.

Das Datenfeld besteht aus insgesamt 11 Bodensubtypen, die für die nachfolgende Interpretation zu 6 Hauptgruppen zusammengefaßt werden; diese Gruppen sind aufgrund der Variationsbreite ihrer pedologischen Parameter deutlich voneinander verschieden. Die Tabelle 1 zeigt den verhältnismäßig hohen Anteil der Podsole und podsolierten Braunerden, der darauf zurückzuführen ist, daß vorzugsweise Grenzertragsböden mit Fichten aufgeforstet wurden. Der Aufstellung zufolge sind die Bodentypen mit Ausnahme der Gleye in allen Landschaftseinheiten vertreten. Relativ hoch ist auch der Anteil der Podsol-Pseudogleye; dieser Subtyp wurde besonders dort angetroffen, wo ein geringmächtiger Decksander stauendes pseudovergleytes Moränenmaterial überlagert.

Tab. 1: Gruppierung der Standorte nach Hauptbodentypen

Untergruppe	n	Ausgangsmaterial *)	Hauptgruppe	n	%
Braunerden	7	SM(2),WM(2),WS(3)	Braunerden	17	35
Braunerde-Lessivé	1	WM			
Podsolbraunerden	9	SM(2),SS(1),WM(4),WS(2)			
Podsole	15	SM(2),SS(2),WS(8),FD(3)	Podsole	15	31
Pseudogleye	2	WM (2)			
Podsol Pseudogleye	7	WS(3),SM(2),WM(2)	Pseudogleye	11	23
Braunerde Pseudogleye	2	WS,WM			
Gley-Braunerde	1	┐			
Anmoorgley	1	├ WM	Gleye	3	6
Podsolgley	1	┘			
Gley (Marsch)	1	Marsch	Marsch	1	2
Moor	1	WM	Moor	1	2
	48			48	

*) SM (Saalemoräne), WM (Weichselmoräne), WS (Weichselsander), SS (Saalesander), FD (Flugsanddecke)

In bezug auf den Landschaftsraum liegen 15 Standorte im Bereich der Jungmoräne, 13 Probenahmepunkte befinden sich auf den Weichselsandern der Vorgeest und drei der untersuchten Bestände sind auf Saalesander entwickelt. Die Hohe Geest mit den Moränen der Saalevereisung geht mit 11 Profilen in die Untersuchung ein; drei Böden sind auf Flugsand entwickelt. Daneben existieren noch einige „Mischformen" – etwa „Weichselsander über Saalemoräne" –, die in der Tabelle 1 entsprechend ihrer dominanten Merkmale den fünf Hauptgruppen:

- Weichselmoräne (WM)
- Weichselsander (WS)
- Saalemoräne (SM)
- Saalesander (SS)
- Flugsanddecke (FD)

zugeordnet werden.

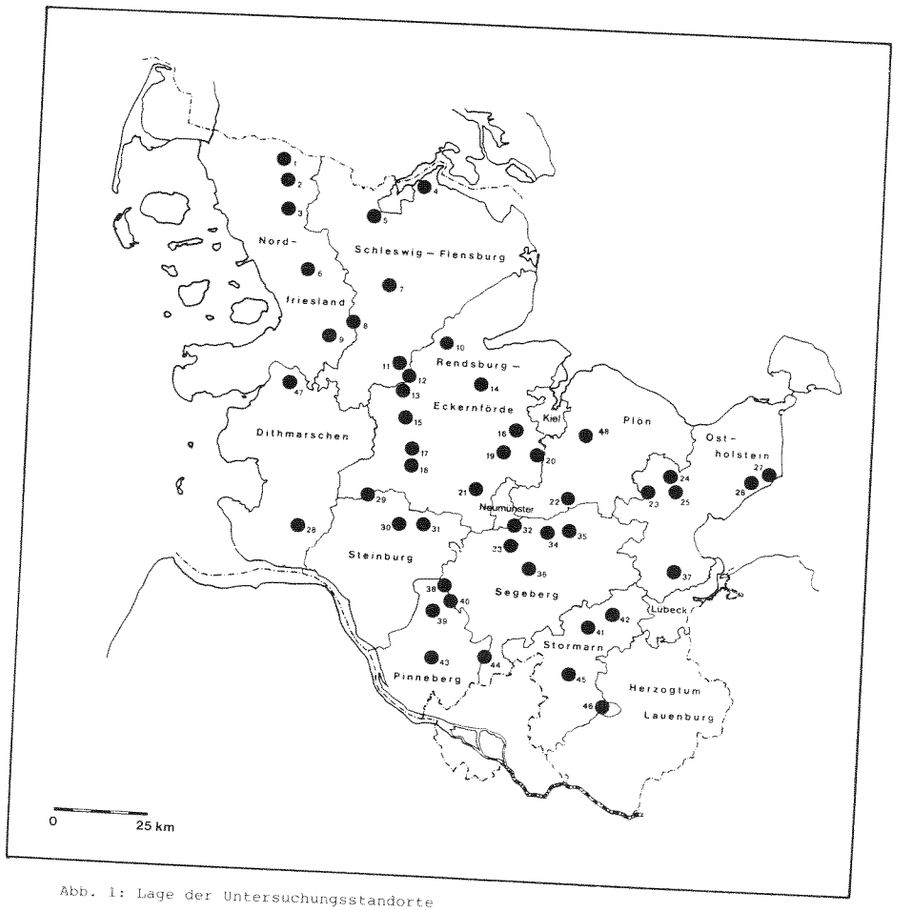

Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte

Die auf diese Weise erfolgte Aggregation des Datenfeldes bietet den Vorteil größerer Übersichtlichkeit bei Darstellung und Interpretation der Ergebnisse, da sich die Hauptboden- und -substratgruppen hinsichtlich ihrer Eigenschaften und Stoffbestände deutlicher gegenüberstellen lassen, als es auf Subtypniveau möglich wäre.

Zum Vergleich wurden noch ein Marschboden (Gley auf marinem Sediment) mit Erlenbruchvegetation [Nr. 47] sowie ein Moorstandort unter Fichte [Nr. 4] zusätzlich

Tab. 2a: Kurzbeschreibung der Untersuchungsstandorte

NR.	STANDORTBEZEICHNUNG	TK25 NR.	BODENTYP	HORIZONTKOMBINATION	AUSGANGS-MATERIAL
1	Süderlügum	1119	Braunerde	Of-Ahe-Bv-C	Saalemoräne
2	Langenberg/ Karlumberg	1119	Podsolierte Braunerde	Of-Ahe-AeBv-Bv-C	Saalemoräne
3	Langenberg/ Leck	1219	Podsolierte Braunerde	Of-Ah-Ae-Bv-C	Saalemoräne
4	Glücksburg - Friedeholz	1123	Niedermoor	Of-H1-H2-H3-H4	Niedermoor über Weichselmoräne
5	Handewitt	1122	Podsol	O-OfAh-Ah-Ae-Bvs-Bs	Weichselsander
6	Drelsdorf	1320	Podsol	O-Ae-Bh-Bs-C	Saalesander
7	Bollingstedt - Steinholz	1422	Podsol	O-Ah-Ae-Bh-Bs	Weichselsander
8	Bremsburg	1521	Pseudogley-Podsol	O-Ah-Ae-Bhs-S	Weichselsander über Moräne
9	Langenhöft - Ostenfeld	1521	Pseudogley-Podsol	O-Ah-Ae-Bs-Sw	Saalemoräne
10	Hütten - Krummland	1524	Pseudogley	O-Ah-Sd-CS	Weichselmoräne
11	Kropp - Heidbunge	1623	Braunerde Podsol	O-Ae-Bhs-BvC-C	Weichselsander
12	Tetenhusen, Lohe	1623	Podsol	O-Ahe-Ae-Bs-C	Düne über Weichselsander

in die Untersuchungen einbezogen. Insgesamt wurden 225 Horizonte analysiert; eine Kurzbeschreibung der Standorte ist der Tab. 2 zu entnehmen, ihre geographische Lage ist in Abbildung 1 wiedergegeben.

2.2 Probenahme und -analyse

Die landesweite Beprobung der ausgewiesenen Böden fand vom 7. bis 11. April 1986 statt. Die Entnahme der Proben erfolgte entlang eines 1-m-Profils mittels

Tab. 2b: Kurzbeschreibung der Untersuchungsstandorte

NR.	STANDORTBEZEICHNUNG	TK25 NR.	BODENTYP	HORIZONTKOMBINATION	AUSGANGS-MATERIAL
13	Lohe	1623	Podsol	O-Ahe-Bhs-BC-C-(Ahefo)	Düne
14	Sehestedt - Kanalgehege	1524	Pseudogley-Braunerde	O-Ah-Bv-Sw-Sd	Sander über Weichselmoräne
15	Elsdorf - Osterhamm	1723	Pseudogley-Podsol	O-Ah-Ae-Bs-Sd	Sander über Saalemoräne
16	Sören - Ruhmohr	1726	Podsol-Braunerde	O-Ah-Bv-BS-S	Weichselmoräne
17	Barlohe - Hamweddeler Gehege	1823	Pseudogley-Podsol	O-Ah-Ae-Bs-C	Saalemoräne
18	Barlohe - Gr. Haaler Gehege	1823	Pseudogley-Parabraunerde	O-Ah-EtBv(S)-CS	Weichselmoräne
19	Sören - Langwedel	1825	Pseudogley-Podsol	O-Ae-Bs-Sd	Weichselmoräne
20	Bordesholm - Brüggeholz	1826	Pseudogley-Podsol	O-Ahe-Bs-SwC	Weichselmoräne
21	Neumünster - Iloo	1825	Eisen-Humus-Podsol	O-Ahe-Bh-Aefo-Bhfo-Bsfo-C	Weichselsander
22	Bönebüttel - Hollenbeker Holz	1826	Gley-Podsol	O-Ahe-B(hs)-Go	Weichselmoräne
23	Dodau - Neukoppel	1829	Braunerde	O-Ah-Bv	Weichselmoräne
24	Eutin - Sandfeld	1829	Podsol-Braunerde	O-Ahe-BvC-C	Weichselmoräne

Bohrstock. Dabei wurden rastermäßig bis zu 15 Bohrungen je Standort ausgeführt; das Material wurde anschließend nach Horizonten getrennt zu Mischproben vereinigt.

Die Böden unterlagen in Anlehnung an die IWE (Immissionsökologische Waldzustandserfassung) einem umfangreichen Analysenprogramm. A-, S- und C-Horizonte wurden auf alle Parameter hin untersucht, bei den B-Horizonten konnte aus technischen Gründen bislang nur die Bestimmung des pH-Wertes, der Korngrößen und der pflanzenverfügbaren Nährstoffe erfolgen.

Tab. 2c: Kurzbeschreibung der Untersuchungsstandorte

NR.	STANDORTBEZEICHNUNG	TK25 NR.	BODENTYP	HORIZONTKOMBINATION	AUSGANGS-MATERIAL
25	Kasseedorf - Ochsenhals	1830	Braunerde	O-Ah(e)-Bv-C	Weichselmoräne
26	Cismar - Wildkoppel	1831	Pseudogley	O-Ah-AhBv-S	Weichselmoräne
27	Kellenhusen - Gehege Guttau	1832	Anmoor-Gley	O-T-Gr1-Gr2	Weichselmoräne
28	Barlohe - Christianslust	1921	Braunerde-Podsol	O-Ahe-Bv1(Ehfe)-Bv2(Bs)-C	Saalemoräne
29	Barlohe - Christiansthal	1923	Podsol	O-Ahe-Bh-Bs-C	Saalesander
30	Barlohe - Ridders	1923	Braunerde	O-Ah(e)-Bv-C	Saalemoräne
31	Schierenwald	1924	Braunerde	Ah-AhBv-Bv-C	Moräne über Saalesander
32	Gadeland - Braak	1926	Podsol	O-Ahe-Bhs-C	Weichselsander
33	Halloh - Friedrichswalde	2026	Eisen-Humus-Podsol	O-Ahe-Bhs-C	Düne über Weichselsander
34	Neumünster - Rickling	1926	Podsol-Braunerde	O-Ahe-Bh-Bs	Weichselsander
35	Trappenkamp - Rickling	1926	Eisen-Humus-Podsol	O-Ahe-Bh-Bhs-Bs-C	Weichselsander
36	Segeberger Forst - Glashütte	2026	Braunerde	O-Ah(e)-(Bh)-Bv-C	Weichselsander

Tab. 2d: Kurzbeschreibung der Untersuchungsstandorte

NR.	STANDORTBEZEICHNUNG	TK25 NR.	BODENTYP	HORIZONTKOMBINATION	AUSGANGS-MATERIAL
37	Pansdorf - Luschendorfer Heide	2030	Podsol	Q_r-Ah-Bh-Bs-C	Weichselsander
38	Hasselbusch - Mönkloh	2124	Eisen-Humus-Podsol	Ah-Ehfe-Bh-Bs-Bv-C	Saalemoräne
39	Rantzau - Offenseth-Aspern	2124	Podsol	O-Ah-Ae-Bh-Bs-Bv	Weichselsander
40	Lutzhorn - Wittenstein	2124	Eisen-Humus-Podsol	O-Ah-Ae-Bh-Bs-Bv-C	Saalemoräne
41	Oldesloe 'Stadtwald'	2128	Braunerde-Lessivé	O-Ah-Bv-Bt-C	Weichselmoräne
42	Reinfeld - Fohlenkoppel	2128	Gley-Braunerde	O-Ah-BvGo-CG	Weichselmoräne
43	Kummerfelder Wohld	2224	Podsol-Pseudogley	O-Ae-Sw	Weichselsander
44	Friedrichsgabe - Witwentannen	2225	Podsol-Braunerde	O-Ah-Ahe-Bs-Bv	Saalesander
45	Ahrensburg - Tiergarten 'Neue Wiese'	2227	Podsol	O-Ah-Eh-Bs-C	Weichselsander
46	Hahnheide	2328	Braunerde	O-Ahe-Bv-C	Weichselsander
47	Hauberg	1620	Marsch	A-Go-Gr	Marine Sedimente
48	Rastorf Untersuchungsgebiet Standort 'Fichte'	1727	Braunerde	Ah-AhBv-Bv-C1-C2	Weichselmoräne über Sander

Die zur Anwendung gelangten Analysemethoden seien hier stichwortartig zusammengefaßt:

- Körnungsanalyse: Sieb- und Pipettmethode nach KÖHN
- pH-Wert: elektrometrisch in 0,1 m KCl1 sowie in H_2O nach BLUME & SCHLICHTING

- C_{org}: nasse Veraschung, Kaliumdichromatmethode
- KAK: Bestimmung nach U.S. Salinity Laboratory Staff (USDA 1954)
- Karbonate: Bestimmung nach SCHEIBLER
- Fe_o: Oxalat-Methode nach TAMM & SCHWERTMANN
- Aufschluß- und Extraktionsmethoden:
  - pflanzenverfügbarer Stoffgehalt:

    pH-4-Methode (REICHE 1985; BRUHM 1985; JENSEN 1985): Das getrocknete und homogenisierte Bodenmaterial wird in PE-PVC-Flaschen im Verhältnis 1 : 5 mit bidestilliertem Wasser, das mittels Essigsäure auf pH 4 eingestellt ist, versetzt und 16 Stunden geschüttelt. Danach werden die Proben zentrifugiert und die überstehende klare Lösung sofort analysiert. Anhand zahlreicher Vergleichsuntersuchungen erwies sich die Methode zur Ermittlung der leicht löslichen Fraktion als sehr geeignet, da mit diesem Verfahren die pH-Verhältnisse der natürlichen Bodenlösung simuliert werden.

  - Gesamtgehalte:
    * Stickstoff: KJELLDAHL-Aufschluß
    * Schwermetalle sowie kationische Nährstoffe und P: HNO_3/HF-Druckaufschluß nach TÖLG

- Schwermetalle, Aluminium: Atomabsorptionsspektroskopie (Graphitrohrküvette)
- Phosphat: Molybdänblau-Methode, photometrisch
- Ges.-Stickstoff: titrimetrisch nach KJELLDAHL-Aufschluß
- Nitrat: Natriumsalycilat-Methode, photometrisch
- Ammonium: nach DEV, photometrisch
- Sulfat: Bariumchlorid-Methode, photometrisch
- Chlorid: potentiometrisch mittels Elektrode
- Magnesium: Atomabsorption (Flamme)
- Natrium, Kalium, Calcium: Flammenphotometrie

Die Tabelle 3 zeigt nach Horizonten gegliedert die gemessenen pedologischen und ökochemischen Parameter in Form einer Übersichtsdarstellung.

3. Pedologische Randbedingungen des Stoffhaushaltes

Die Korngrößenverteilung, der Gehalt an organischer Substanz sowie der pH-Wert sind Größen, die oft zur Charakterisierung eines Bodens herangezogen werden, da sie leicht bestimmbar sind und über einen vergleichsweise langen Zeitraum Gültigkeit besitzen. Ein Indikatorwert für den Stoffbestand des jeweiligen Bodens ist in unterschiedlichem Maße vorhanden (KUHNT 1984). Im folgenden sollen die Böden vor allem im Hinblick auf die genannten Parameter kurz beschrieben werden.

- Korngrößenverteilung

Aus der Unterteilung des Mineralkörpers in die Fraktionen Sand, Schluff und Ton lassen sich bereits grobe Aussagen über die Sorptionskapazität sowie den Wasser-

Tab. 3: Übersichtsdarstellung der gemessenen Parameter

	O-Horizont	A-Horizont	B-Horizont	S-Horizont	C-Horizont	
pH (KCl)	x	x	x	x	x	Pedologische Kenngrößen
pH (H_2O)	x	x	x	x	x	
org. Sub.		x				
C org		x				
C/N		x				
Fe_o		x		x	x	
Karbonate		x		x	x	
KAK		x		x	x	
Korngrößen		x	x	x	x	
Pb		x		x	x	Wasserlösliche Fraktion
Cu		x		x	x	
Cd		x		x	x	
Al		x		x	x	
Cr		x		x	x	
Mn		x		x	x	
Zn		x		x	x	
NH_4		x	x	x	x	
NO_3		x	x	x	x	
SO_4		x	x	x	x	
P_2O_5		x	x	x	x	
Cl		x	x	x	x	
Mg		x	x	x	x	
Na		x	x	x	x	
K		x	x	x	x	
Ca		x	x	x	x	
N		x				Gesamtgehalte
P		x		x	x	
Fe		x		x	x	
Mn		x		x	x	
Pb		x		x	x	
Zn		x		x	x	
Cd		x		x	x	
Cr		x		x	x	
Cu		x		x	x	
Ca, K, Na		x		x	x	

und Lufthaushalt eines Bodens ableiten. Da mit abnehmendem Korndurchmesser die für die Sorptionsprozesse entscheidenden Mineraloberflächen zunehmen, erlangt die Tonfraktion im Boden wesentliche Bedeutung für die Austauschkapazität, die durch das zusätzliche Vorhandensein innerer Oberflächen noch gesteigert wird (FRIEDRICH 1972, DREWES & BLUME 1977, FIGGE, GRUBENBECHER &

CMELKA 1980). Zusammen mit den Oxiden und Hydroxiden des Fe, Mn, Al und Si stellen die Tonminerale damit die Hauptsorbenten innerhalb des Mineralkörpers dar (FRÄNZLE 1981). Eine ähnliche Kovarianz mit der Größe spezifischer Oberflächen besteht in bezug auf abiotische Dekompositionsprozesse, die oft durch die Oberflächenazidität der Tone katalysiert werden. Dies bewirkt eine Förderung oxidativer und hydrolytischer Degradationsvorgänge bei zunehmendem Gehalt an Tonpartikeln (CROSBY 1976), wobei allerdings im Falle diesbezüglich persistenter Stoffe auch die entgegengesetzte Wirkung beobachtet werden kann. Zurückzuführen ist dies auf die Einlagerung von Molekülen oder Ionen in die Zwischenschichten der Tonminerale, wodurch die Chemikalien den biotischen Abbauprozessen entzogen sind (BURNS 1975).

Die Menge und Art der mineralischen Bestandteile beeinflussen in Kombination mit der organischen Substanz entscheidend das Bodengefüge, das sich aus Korngrößenzusammensetzung, den Aggregatformen, der Dichte und dem Porenvolumen eines Bodens ergibt (HARTGE 1978, GHOSH 1980). Das Bodengefüge bedingt maßgeblich den Bodenwasserhaushalt, der über die Größen Infiltration, Evaporation, Massenfluß und Diffusion die Verteilung von Nähr- und Schadstoffen im Boden steuert (HARTGE & BECHER 1976, KHANNA, MEIWES & BEESE 1976). Eine ökotoxikologisch besonders bedeutsame Eigenschaft des Bodens, die sich direkt aus der Korngrößenzusammensetzung ergibt und sich entsprechend auf die Verteilung der Substanzen auswirkt, ist die Filterung von Chemikalien aus der Bodenlösung (ULRICH 1972). MÜLLER (1975) unterscheidet dabei zwischen der mechanischen, der physikochemischen und der chemischen Filterwirkung. Die

Tab. 4: Mittlere Korngrößenverteilung innerhalb der Boden- und Substratgruppen

*)	Br.erde Gruppen		Podsol Gruppen		Ps.gl. Gruppen		Gley	Marsch	WM		SM		WS		SS	FD
Horizont	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_h	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_e	A_e
% T	6	5	5	3	10	5	22	7	11	10	8	4	5		4	1
% U	21	14	10	9	32	16	29	58	26	36	28	10	11		17	4
% S	73	81	84	9	58	79	49	34	63	54	66	85	84		83	95
Horizont	B_v	B_s	B_v	B_s	B_g		G_o		B_v	B_s	B_v	B_s	B_v	B_s	B_s	B_s
% T	5	4	4	4	8		8		6	8	4	4	4	4	4	3
% U	13	9	10	9	28		21		19	26	11	11	7	9	17	4
% S	83	87	87	96	65		71		77	69	86	85	90	88	80	94
Horizont	C		C		S		G_r		S	C	C		C		C	C
% T	4		3		6		9		7	7	5		3		3	2
% U	10		12		27		31		25	31	14		7		11	2
% S	86		92		67		59		68	63	82		92		87	97

*) Br.erde (Braunerde), Ps.gl. (Pseudogley),
SM (Saalemoräne), WM (Weichselmoräne), WS (Weichselsander),
SS (Saalesander), FD (Flugsanddecke)

mechanische Filterung besteht in dem Zurückhalten von Fremdstoffen im sich vertikal oft verengenden Porensystem und wird maßgeblich vom Anteil der selbstdränenden Poren und der Wasserdurchlässigkeit bestimmt. Die Austauschkapazität eines Bodens läßt sich als Anhaltspunkt für die physikochemische Filterung heranziehen, die auf einer Verringerung der Schadstoffkonzentration in der Bodenlösung durch Adsorptionsprozesse beruht. Der gleiche Wirkungsmechanismus bedingt in Abhängigkeit von dem Kalkgehalt, dem pH-Wert, dem Tongehalt und der Humusart die chemische Filterung. Zusammengenommen ergeben alle genannten Eigenschaften das je unterschiedliche Puffervermögen eines Bodens. In Böden mit hohen Gehalten an Tonmineralen und organischer Substanz werden Umweltchemikalien zumindest vorübergehend abgepuffert und dadurch einer weiteren Verlagerung zunächst entzogen; in sandigen Böden mit geringen Humusgehalten dagegen besteht trotz guter mechanischer Filterleistung die erhöhte Gefahr einer Grundwasserkontamination.

Wie aus der Tab. 4 hervorgeht, sind die zur Untersuchung herangezogenen Böden meist grobkörnig mit einem Sandgehalt von nicht selten über 70 Prozent. Nur die hydromorph geprägten Standorte zeigen verhältnismäßig hohe Ton- und Schluff-Gehalte. Diese nehmen zwischen den Horizonten in der Reihenfolge $G_r > S > B_g > G_o > A_h > B_v > C > A_e > B_s$ ab; umgekehrt steigt der Sandanteil entsprechend. Die grobkörnige Textur der Böden stellt die wesentliche Ursache der zu beobachtenden Nährstoffverarmung dar.

- Organische Substanz und C/N-Verhältnis

Die Menge und Art der organischen Substanz ist für den Stoffbestand und damit auch Zustand der Böden eine ähnlich bedeutsame Größe wie der pH-Wert. Neben der Funktion als Nährstoffquelle steuert sie über ihre das Gefüge beeinflussende Eigenschaften in entscheidendem Maße den Wasser-, Luft- und Wärmehaushalt des Bodens; darüber hinaus bestimmt die organische Substanz durch ihre hohe spezifische Oberfläche maßgeblich die Sorptionskapazität.

Aufgrund der meist guten Korrelation zwischen C_{org} und Austauschkapazität läßt sich im allgemeinen eine vertikale Differenzierung des Bodenkörpers in bezug auf die Pufferung des Chemikalieneintrags vornehmen, wobei allerdings in je spezifischen Einzelfällen eine differenziertere Betrachtungsweise angebracht ist, denn die Komplexbildung als eine die Sorptionskapazität einschränkende Größe muß adäquate Berücksichtigung finden. Sie ist darauf zurückzuführen, daß besonders die Fulvo- und Huminsäuren durch spezifische Adsorption an Metalloxide und -hydroxide gebunden werden sowie mit Tonmineralen assoziiert vorliegen, womit die Zahl der für Chemikalien zur Verfügung stehenden Bindungsplätze eingeschränkt wird. Die Beurteilung des Einflusses der organischen Substanz auf die Mobilität von Substanzen durch Adsorptionsprozesse muß ebenfalls differenziert erfolgen, denn einerseits zeigt sich die stärkere Bindung der potentiellen Schadstoffe in Böden mit höheren Humusgehalten in einer Verringerung der phytotoxischen Wirksamkeit der Substanzen, andererseits wird die Persistenz abbaubarer Stoffe dadurch deutlich erhöht, daß sie durch die starke Bindung an die Humusfraktion der mikrobiellen Degradation entzogen werden (BURNS 1975, CROSBY 1976).

Da das Ausmaß biotischer Dekompositionsprozesse vor allem von den Lebensbedingungen der Mikroorganismen abhängt und die organische Substanz diesbezüglich einen wesentlichen Faktor darstellt (DOMSCH 1953, WALLNÖFER 1970), ergibt sich im allgemeinen eine vertikale Abnahme des mikrobiellen Stoffabbaus innerhalb des Bodens. Daher besteht im Bereich des Unterbodens oft eine erhöhte Persistenz potentiell abbaubarer Stoffe.

Im hier vorliegenden Datenfeld weisen die A-Horizonte der untersuchten Böden teilweise extrem hohe Gehalte an organischer Substanz auf (vgl. Tab. 5); entsprechend stark ist der Einfluß auf die Bodeneigenschaften und den Stoffbestand der Oberböden, was durch Korrelationsanalysen belegt ist. Die weiten C/N-Verhältnisse dokumentieren allerdings einen gehemmten Streuabbau, der darauf schließen läßt, daß im Verlauf der Humifizierung vor allem Fulvosäuren gebildet werden, die in pedogenetischer Hinsicht zwar eine besondere Bedeutung für die Chelatisierung und Komplexierung besitzen, jedoch nur ein geringes Sorptionsvermögen aufweisen.

Die C/N-Verhältnisse, die auf den Sander- und Dünenstandorten deutlich weiter als in den Moränenböden sind, bedingen, daß die meist vorgefundenen Humusformen – relativ unabhängig vom Bodentyp – Moder und Rohhumus sind.

- pH-Werte, Karbonatgehalt und KAK

In bezug auf die Steuerung des Stoffbestandes im Boden zählt der pH-Wert zu den maßgeblichen pedologischen Rahmenbedingungen (SOMMERS & LINDSAY 1979, HERMS & BRÜMMER 1978). Allerdings muß berücksichtigt werden, daß diese Größe zeitlich variabler als Korngrößenzusammensetzung und Gehalt an organischer Substanz ist, und zudem eine eindeutige Bestimmung der Steuerfunktionen wegen der Vielschichtigkeit der Einflußnahme oft nur eingeschränkt möglich ist (vgl. FRÄNZLE 1982). Der pH-Wert eines Bodens beeinflußt sowohl die Eigenschaften der Nähr- oder Schadstoffe (vor allem im Hinblick auf Dissoziation und Löslichkeit), als auch die Eigenschaften der Sorbenten, insbesondere die Protonisierung der Tonmineraloberflächen und die Löslichkeit der Fe-Oxide (SCOTT & WEBER 1967, KHAN 1974, LAFLEUR 1979). Daraus ergibt sich eine direkte Abhängigkeit der Austauschkapazität von der Bodenreaktion, womit dem pH-Wert über die Steuerung der Sorptionsprozesse eine erhebliche Bedeutung für die Pufferkapazität des Bodens zukommt. Bei niedrigen pH-Werten erfolgt eine Protonisierung der Austauscheroberflächen, aus der eine verstärkte Fähigkeit der Sorbenten zur Anionensorption hervorgeht. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Anzahl positiv geladener Oberflächengruppen ab, wodurch die Anionenaustauschkapazität gemindert wird und gebundene Ionen bzw. Moleküle von den Oberflächen desorbiert werden. Gleichzeitig steigt mit einer zunehmend alkalischen Bodenreaktion die Kationensorption, die vor allem auf die Mobilität von Schwermetallen im Boden einen maßgeblichen Einfluß ausübt. SINGH & SEKHON (1983) unterstreichen die Bedeutung des pH-Wertes für die Schwermetallverteilung im Boden; sie weisen außerdem auf die diesbezüglich außerordentliche Bedeutung der Tonmineralе hin.

Ein weiterer maßgeblicher Einfluß des pH-Wertes im Boden besteht in bezug auf die Dekomposition potentiell abbaubarer Verbindungen, deren Art und Umfang in unterschiedlicher Weise von der Bodenreaktion beeinflußt wird (MEIKLE 1972, TORSTENSSON 1975). In dem für die biotische Dekomposition allgemein günstigen pH-Bereich um den Neutralpunkt ergeben sich bei der abiotischen Degrada-

Tab. 5: Mittelwerte der Bodenkenngrößen in den einzelnen Hauptgruppen

	Parameter	Braunerden			Podsole			Pseudogl.			Gleye		Marsch	Moor	WM			SM			WS			SS		FD
Horizont		A_h	A_e	B_s	A_h	A_e	B_s	A_h	A_e	B_g	A_h	G_o	A_h	H	A_h	A_e	B_s	A_h	A_e	B_s	A_h	A_e	B_s	A_e		A_e
	pH (H_2O)	3,87	3,79		3,78	3,98		3,75	3,96		4,04		7,37	3,28	3,91	3,87		3,82	3,83		3,75	3,95		3,68		3,91
	pH (KCl)	3,00	3,11		2,97	3,10		2,95	3,27		3,31		6,62	2,89	3,02	3,13		2,95	3,21		2,87	3,01		3,09		3,08
	Karb. %	0,04	0,14		0,05	0,03		0,04	0,06		0,08		1,95	0,01	0,04	0,07		0,04	0,19		0,04	0,04		0,08		0,03
	KAK	39,2	28,8		22,7	15,2		40,7	34,4		72,2		15,7		35,0	30,0		19,4	13,4		54,9	37,3		12,5		10,9
	Fe_o	1816	1084		1210	1050		2381	2174		2652		2250	845	2930	2340		1229	871		1781	1300		1094		712
	C org %	18,7	10,4		6,4	3,4		9,2	10,9		22,4		2,5	53,4	9,2	8,2		6,1	4,6		12,1	11,6		16,5		3,3
	org. Sub.	35,5	22,3		15,3	9,9		28,1	29,5		41,2		9,1	91,8	24,4	21,2		20,1	11,2		32,0	23,2		33,1		9,1
	C/N	91,5	93,0		34,5	83,3		42,4	16,4		38,5		20,1	109	53,6	25,8		33,0	26,9		39,9	112		114		66,4
Horizont		B_v	B_s		B_v	B_s		B_g			G_o			H	B_v	B_s		B_v	B_s		B_v	B_s		B_s		B_s
	pH (H_2O)	3,70	3,80		4,03	4,72		3,52			3,84			2,59	4,10	3,97		4,34	4,11		4,23	4,23		3,91		4,15
	pH (KCl)	4,19	4,08		4,28	4,20		4,18			4,53			2,98	3,51	3,25		3,97	3,73		3,96	3,89		3,55		3,55
Horizont		C			C			S			G_r			H	C	S			C			C		C		C
	pH (H_2O)	4,65			4,36			4,64			6,34			3,03	4,98	4,25		4,49			4,53			4,24		4,22
	pH (KCl)	4,29			4,08			3,80			5,66			2,55	4,39	3,60		4,23			4,24			3,96		3,76
	Karb. %	0,04			0,04			0,07			0,50			–	0,30	0,10		0,10			–			–		–
	KAK	5,50			3,60			13,80			78,9			121	17,7	19,2		4,9			4,1			–		2,3
	Fe_o	704			616			1564			1534			921	1738	1488		708			823			265		482

tion durch Hydrolyse nur geringe Abbauraten, die bei Verringerung der Azidität aber ebenso zunehmen wie bei einer Erhöhung.

Bei den untersuchten Standorten handelt es sich um tiefgründige, teilweise extrem versauerte Böden, deren A-Horizonte entsprechend niedrige pH(H_2O)-Werte zwischen 3,32 und 4,74 aufweisen (vgl. Tab. 5). Damit liegt ein Großteil der Böden bereits im Al-Pfufferbereich (pH 3,0 – 4,2). Al^{3+}-Ionen herrschen in der Bodenlösung vor; die austauschbaren Nährstoffe sind bereits weitgehend ausgewaschen. In den B- und C-Horizonten dürften bei pH-Werten zwischen 4,2 und 5 (Austauscherbereich) vor allem die polymeren Al-Hydroxokomplexe zu einer Reduzierung der KAK führen, da sie die permanente Überschußladung der Tonminerale durch Einlagerung in die Zwischenschichten absättigen.

Die in KCl gemessenen pH-Werte lassen die potentiellen Pufferbereiche erkennen. Aus ihnen geht hervor, daß die Oberböden bei anhaltender Säurebelastung in den Fe-Pufferbereich absinken könnten; dann sind bereits toxische Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung zu erwarten.

Aus Tab. 5 geht hervor, daß die niedrigsten pH-Werte in Podsolen auf Sandern und Flugsanddecken gemessen wurden. Entsprechend gering sind die Karbonatgehalte, die weit unter 1 % liegen und die tiefgründige Entkalkung aller Standorte dokumentieren.

Die potentielle Austauschkapazität, die mit zunehmender Tiefe stark abnimmt, zeigt sich im Oberboden aufgrund der hohen Gehalte an organischer Substanz relativ hoch. Die aktuelle KAK dürfte jedoch gerade in den A-Horizonten der sauren humosen Sandböden deutlich niedriger liegen, da eine Blockierung der Tonminerale durch Al-OH-Komplexe sowie Huminstoffe wahrscheinlich ist, und die organische Substanz durch einen geringen Polymerisationsgrad nur eine stark eingeschränkte Austauschkapazität besitzt. Bei den Pseudogleyen und Gleyen führt der höhere Gehalt an Ton sowie Fe- und Mn-Oxiden zu einer vergleichsweise höheren KAK.

Zusammenfassend kann an dieser Stelle festgehalten werden, daß die pedologischen Kenngrößen der untersuchten Proben bereits einen stark degradierten Bodenzustand erkennen lassen. Inwieweit sich diese Tatsache auf den Stoffhaushalt und ökologischen Zustand der Fichtenstandorte auswirkt, soll im folgenden diskutiert werden.

4. Stoffbestand der untersuchten Böden

Der an den untersuchten Standorten gemessene Stoffbestand ist zeitlich von unterschiedlicher Variabilität. während die Gesamtgehalte in der Regel nur verhältnismäßig langfristige Veränderungen zeigen, sind die mit Hilfe der pH-4-Methode ermittelten Stoffgehalte teilweise starken kurzfristigen Schwankungen unterworfen. Daher können die einmalig gewonnenen Daten im Falle der mobilen Fraktion lediglich grobe Anhaltspunkte bieten, denn der Anteil der im Boden pflanzenverfügbar vorhandenen Elemente nimmt im Laufe der Vegetationsperiode meist deutlich ab; außerdem sind die gemessenen Werte maßgeblich von den jeweils unterschiedlichen Randbedingungen des Bodenwasserhaushalts abhängig. Da hier jedoch in erster Linie direkte Vergleiche der Standorte durchgeführt

Tab. 6: Mittlere pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte der Boden- und Substratgruppen

mg/kg	Braunerden		Podsole		Pseudogleye		Gleye	Moor	Marsch	Weichselmoräne		Saalemoräne		Weichselsander		Saalesander		Düne
Hor.	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	H	A_h	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_e
Ca	13,3	17,0	7,4	12,5	18,0	1,9	7,3	12,0	113	13,1	11,0	25,8	7,9	4,8	14,5	9,0		1,0
Mg	5,4	7,4	5,9	3,2	8,6	3,7	10,0			10,3	5,5	8,8	5,1	6,8	3,7	2,7		3,2
K	19,3	18,2	7,7	6,6	11,9	4,6	6,3	19,0	112	18,9	19,3	17,3	4,8	5,3	11,6	11,8		2,7
Na	23,5	21,0	16,4	20,0	28,8	5,8	7,8	40,0	16,0	22,2	15,7	17,8	8,5	12,0	26,8	30,3		5,5
NH_4*	3456	3157	2926	1816	1760	1061	2257	6750	500	2701	2785	2225	1650	3445	1842	2592		1717
NO_3	70	54	80	32	79	35	155	83	95	103	50	44	35	73	45	36		27
SO_4	176	119	157	106	169	133	57	180	77	151	238	76	66	173	123	113		117
P_2O_5	17,6	16,5	20,4	10,3	16,3	9,1	17,1	56,0		16,0	21,7	14,1	7,8	21,9	13,0	10,2		9,6
Cl	25	31	23	13	15	18	43	53	15	35	29	17	18	28	20	14		16
Hor.	B_v	B_s	B_v	B_s	B_g		G_o	H		B_v	B_s	B_v	B_s	B_v	B_s	B_s		B_s
Ca	8,3	7,5	0,5	5,8	6,0		11,2	41,0		6,1	8,4	6,2	2,4	7,4	6,2	5,7		1,8
Mg	4,1	3,3	2,2	3,3	6,2		11,3	17,0		4,8	5,9	3,9	2,7	3,2	3,9	3,9		2,8
K	6,0	3,0	2,0	6,4	8,2		4,2	5,0		5,6	6,0	6,0	1,8	6,8	6,0	4,5		5,8
Na	9,9	7,3	13,4	10,0	14,0		6,5	82,5		9,7	11,1	7,5	3,8	10,9	7,5	12,7		6,8
NH_4	704	239	184	332	372		1157	3890		638	515	495	249	350	495	510		318
NO_3	17	13	10	13	22		31	71		24	32	9	10	14	9	16		8
SO_4	54	28	33	35	40		6	230		57	49	21	29	49	50	20		38
P_2O_5	1,0	0,8	0,1	0,6	1,7		0,6	27		1,7	3,8	0,4	0,5	0,1	0,4	0,8		0,6
Hor.	C		C		S		G_r	H		S	C	C		C		C		C
Ca	13,8		4,5		61,3		63,3	25,0		50,5	11,5	2,9		8,7		3,0		0,5
Mg	4,8		2,4		12,9		17,8	30,0		14,0	9,3	3,1		6,3		2,0		1,3
K	1,6		17,9		49,0		5,5	11,5		11,9	26,7	2,4		18,1		89,0		1,0
Na	5,2		6,5		19,6		13,5	65,5		11,9	24,5	4,5		8,9		16,3		4,0
NH_4	123		248		229		547	2900		99	236	143		295		138		97
NO_3	2		5		15		10	70		10	18	5		6		10		2
SO_4	41		32		72		264	305		61	40	30		43		20		22
P_2O_5	0,1		0,1		0,2		0,6	15,0		0,1	0,6	0,1		0,1		0,2		0,1
Cl	4		3		8		8	85		7	14	3		4		6		0

*) in µg/kg

und die Proben in dem verhältnismäßig kurzen Zeitraum von nur 5 Tagen genommen wurden, stellen auch die für die pflanzenverfügbare Stofffraktion ermittelten Werte trotz der eingeschränkten Allgemeingültigkeit eine recht verläßliche Datenbasis dar.

4.1 Mobile Fraktion

● Nährstoffe Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium

Die untersuchten Böden sind wegen der Grobkörnigkeit des Substrats und der niedrigen pH-Werte tiefgründig an pflanzenverfügbaren Basen verarmt (vgl. Tab. 6). Die höchsten K-, Mg- und Ca-Werte können in den hydromorphen Horizonten festgestellt werden; relativ hohe Werte zeigen C- und A_h-Horizonte. Es ist zu vermuten, daß im Unterboden noch verhältnismäßig große Anteile aus dem nativen Vorrat gespeist werden, während im Oberboden vor allem eine Freisetzung aus der biogenen Reserve stattfinden dürfte. Die Nährstoffanreicherung in den B_g, G_o, G_r und S-Horizonten ist vermutlich an den dort oft höheren Ton- und Schluffgehalt gebunden. Natrium zeigt von den untersuchten Elementen die höchsten Konzentrationen im pH-4-Extrakt, was auf die geringe Bindungsstärke dieses Elementes, das in verhältnismäßig großer Menge dem atmogenen Eintrag entstammen dürfte, hindeutet. Die Na-Gehalte nehmen mit wachsender Tiefe in der Reihenfolge $H > A_h > A_e > S > G_r > B_g > B_v > B_s > G_o > C$ ab, was darauf zurückzuführen ist, daß dieses Element eine deutliche Affinität zur organischen Substanz zeigt ($r = + 0{,}70$; Sign. > 99 %), deren Gehalt im Boden mit der Tiefe abnimmt.

Die mit Abstand höchsten pflanzenverfügbaren Mengen der Nährstoffe Na, Ca, K und Mg besitzen die hydromorphen Böden, während die Podsole die geringsten Reserven aufweisen. Legt man das Ausgangsmaterial der Bodenbildung zugrunde, so zeigen erwartungsgemäß die Böden auf Weichselmoräne – gefolgt von denen auf Saalemoräne – die höchsten pflanzenverfügbaren Nährstoffmengen. Bei den Beständen im Jungmoränengebiet läßt der Anstieg der wasserlöslichen Ca-, Mg- und K-Konzentrationen mit zunehmender Tiefe darauf schließen, daß diese Standorte noch nicht vollständig entkalkt sind und sich entsprechend der pH-Werte im Austauscherbereich befinden.

● Anionen (und Ammonium)

Der Gehalt an anionischen Nährstoffen nimmt in der Regel mit wachsender Tiefe in der Reihenfolge $A_h > A_e > G_r > S > G_o > B_g > B_v > B_s > C$ ab (vgl. Tab 6); die Nachlieferung dürfte hauptsächlich der Zersetzung organischer Substanz sowie der Deposition entstammen.

Im Vergleich der Bodentypen zeigt der Moorstandort, gefolgt von Gleyen und Pseudogleyen, die höchsten pflanzenverfügbaren Reserven; bei den Podsolen fallen die Werte wiederum am geringsten aus.

Innerhalb der A-Horizonte sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Bodentypen sehr gering, was auf eine bei allen Standorten relativ ähnliche Nachlieferungsrate aus Streu und Deposition schließen läßt. Zur stärkeren Differenzierung innerhalb der Bodentypen kommt es erst bei weiterer Tiefenverlagerung unter dem Einfluß der verschiedenen pedologischen Parameterkombinationen.

Verhältnismäßig niedrig fallen die Chlorid- und Phosphatwerte aus. Die auffällige Phosphat-Unterversorgung der Böden scheint in hydromorph beeinflußten Profilen vor allem durch ein Vorliegen in okkludierter Form bedingt zu sein, während das Element ansonsten wahrscheinlich als Al- und Fe-Phosphat und somit in nicht pflanzenverfügbarer Fraktion vorhanden sein dürfte.

Im Gegensatz zum Phosphat ist bei den Sulfat- und Stickstoffwerten kein Mangel zu erkennen. Niederschlagseintrag und Zersetzung der organischen Substanz dürften die pflanzenverfügbaren Reserven anheben bzw. Auswaschungsverluste ausgleichen. Darüber hinaus sind Nitrat und Sulfat als überwiegend unspezifisch sorbierte Anionen zu einem hohen Anteil ihres Gesamtvorrates ohnehin pflanzenverfügbar.

● Schwermetalle und Aluminium

Die einzelnen Metalle sind – ihren physikochemischen Eigenschaften entsprechend – durch recht unterschiedliche Differenzierungen im Bodenprofil gekennzeichnet (vgl. Tab. 7). Während die Blei- und Kupfergehalte mit wachsender Tiefe deutlich abnehmen, was deren Affinität zur organischen Bindung unterstreicht, sinken die Konzentrationen aller übrigen Elemente in der Reihenfolge $G_r > S > A_h > A_e = C$.

Die Differenzierung nach Bodentypen ergibt kein eindeutiges Bild; allerdings läßt sich auch hier wieder der Trend beobachten, daß Gleye und Pseudogleye in der Regel die höchsten, Podsole die niedrigsten Werte aufweisen. In den auf Moränen entwickelten Böden lassen sich höhere Konzentrationen ermitteln als in denen auf Sandern; die geringsten Gehalte zeigen zumeist die Böden auf Flugsand.

Die mit Hilfe der pH-4-Methode extrahierten Schwermetall-Anteile sind als verhältnismäßig hoch zu bezeichnen und dokumentieren den vor dem Hintergrund der pH-abhängigen Pufferbereiche bereits umrissenen degradierten Zustand der Bestandesböden. Die hydromorphen Böden weisen extrem hohe Chrom- und Zinkgehalte auf, die durch die starke Bindung dieser Elemente an Fe- und Mn-Oxide bedingt sind. Ausgesprochen hohe Werte erreicht auch die pflanzenverfügbare Al-Fraktion, die in manchen Böden bereits nahe der von FINCK (1982) mit 50 ppm angegebenen Toxizitätsschwelle liegt.

4.2 Gesamtgehalte

● Nährstoffe Phosphat, Calcium, Kalium, Natrium

In bezug auf die Phosphat-Vorräte weisen die hydromorphen Standorte deutlich höhere Gehalte als die übrigen auf, bei denen die P-Reserven mit Werten deutlich unter 1 ‰ als sehr gering einzuschätzen sind; dabei zeigen die C-Horizonte geringere Gehalte als die A-Horizonte (vgl. Tab. 8). Da im Unterboden so gut wie kein pflanzenverfügbares Phosphat extrahiert wurde, liegt der Schluß nahe, daß es sich hier vor allem um schwer lösliche Al- und Fe-Phosphate handelt. Insgesamt nehmen die Vorräte erwartungsgemäß mit zunehmendem Alter der Böden in der Reihenfolge WM > WS > SM > FD > SS ab.

Die humosen, ausgesprochen sandigen und sauren Oberböden besitzen kaum noch Reserven an basischen Nährstoffen; ihr Gehalt beträgt weniger als 1 ‰. Die

Tab. 7: Mittelwerte der wasserlöslichen Schwermetallfraktion in den Boden- und Substratgruppen

µg/kg	Braun-erden		Podsole		Pseudo-gleye		Gleye	Moor	Marsch	Weichsel-moräne		Saale-moräne		Weichsel-sander		Saale-sander	Düne
Hor.	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	H	A_h	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_e	A_e
Pb	67,8	96,5	46,0	60,3	49,9	235	52,8	54,0	0	55,4	158	51,0	66,0	56,0	98,0	89,7	82,5
Cu	68,1	149	74,4	49,0	60,0	110	117	57,0	51,0	58,8	107	59,0	96,0	91,0	115	29,5	18,7
Cd	2,7	2,3	2,9	1,7	3,7	1,5	4,8	2,0	0	3,2	11,4	3,2	2,8	2,6	1,4	2,0	1,8
Al*	56,5	17,6	15,8	10,1	20,3	21,0	32,6	8,9	45,0	51,7	27,6	44,3	17,8	15,2	13,3	11,5	6,8
Cr	33,5	29,2	13,3	14,5	25,3	29,5	44,7	0	104	62,4	50,7	24,2	43,0	12,6	20,0	11,3	3,3
Mn	2976	800	511	670	1091	1026	2778	349	316	2645	3490	1410	200	693	699	127	603
Zn	382	364	295	247	466	453	335	562	160	495	381	337	455	283	272	215	167
Hor.	C		C		S		G_r	H		C	S	C		C		C	C
Pb	1,0		9,5		5,1		131	165		25,8	9,0	8,8		2,4		29,8	0
Cu	21,2		25,7		47,9		176	152		85,5	91,0	28,6		25,8			21,8
Cd	1,7		1,3		1,3		2,3	1,5		0,8	6,3	1,2		3,8		0,8	1,0
Al*	5,1		8,2		25,7		69,2	14,6		26,3	24,0	6,1		4,4		25,1	6,7
Cr	14,5		18,4		59,0		522	25,0		89,6	438	13,6		12,8		58,5	6,7
Mn	921		780		3746		1835	570		716	1043	770		592		1710	1125
Zn	176		184		1719		575	430		195	2050	194		765		280	182

*) mg/kg

Tab. 8: Mittelwerte der Gesamtgehalte in den Boden- und Substratgruppen

mg/kg	Braun-erden		Podsole		Pseudo-gleye		Gleye	Moor	Marsch	Weichsel-moräne		Saale-moräne		Weichsel-sander		Saale-sander		Düne
Hor.	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	H	A_h	A_h	A_e	A_h	A_e	A_h	A_e	A_e		A_e
N *	1,6	1,8	2,1	0,5	2,3	5,8	1,6	4,9	1,3	1,6	3,4	2,5	2,0	2,3	1,9	0,4		0,5
P	825	514	646	356	1165	693	786	981	2250	1769	868	548	444	675	484	215		280
Ca	220	353	114	103	217	160	620	770	5000	182	180	136	75	103	123	100		95
K	463	205	337	132	862	335	550	150	5580	1392	545	204	145	518	213	590		130
Na	90	90	77	38	113	85	105	130	320	105	100	56	30	113	37	333		40
Fe	4394	2908	2044	1613	7102	2555	5202	1183	15731	7772	4014	1997	2847	2152	2351	2471		1303
Mn	105	39,0	32,5	27,5	2334	31,4	110	10,5	557	777	116	19,1	38,0	40,1	39,0	22,9		19,3
Pb	23,0	22,0	17,9	19,4	50,7	50,5	25,0	12,0	16,4	99,0	27,0	18,1	16,0	20,2	26,0	10,2		27,3
Zn	21,9	15,4	8,7	7,5	18,8	20,1	2,3	34,3	36,0	21,2	20,0	10,4	10,0	9,5	15,0	12,1		6,2
Cd	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,7	0,4	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2		0,2
Cr	5,1	3,0	3,2	3,0	7,5	5,6	7,5	2,3	16,5	10,1	7,5	4,1	2,2	3,6	2,4	6,5		2,5
Cu	6,7	5,1	4,1	2,4	7,6	11,1	8,6	5,7	8,3	12,4	8,6	3,3	3,0	4,2	3,0	3,4		1,6
Hor.	C		C		S		G_r	H		C	S	C		C		C		C
P	345		267		282		469	760		604	447	317		289		160		175
Fe	5142		2662		11654		7542	1175		8335	13109	4992		4258		2190		2519
Mn	104		53,0		153		98,3	8,8		248	241	59,8		78,0		15,2		55,0
Pb	7,9		1,9		7,1		4,9	9,1		13,9	8,3	4,4		2,2		2,0		1,6
Zn	16,8		8,1		26,6		14,2	9,4		35,7	38,9	10,3		8,2		4,4		12,7
Cd	0,9		0		0,1		0,1	0,3		0,1	0,1	1,2		0,1		0		0
Cr	7,0		4,8		16,4		15,2	1,2		16,1	33,2	9,0		4,2		5,0		5,5
Cu	3,6		1,7		6,7		5,2	9,3		7,5	7,2	3,5		1,9		1,2		2,1

* in ‰

höchsten Nährstoffmengen weisen die Gleye und Pseudogleye auf, die Podsole zeigen erwartungsgemäß die stärksten Verarmungserscheinungen. Ebenso wie bei den Phosphatgehalten sinkt die Konzentration der Nährstoffkationen mit der zeitlichen Stellung des Bodens im Verlauf pedogenetischer Prozesse.

■ Schwermetalle

Nach SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL (1984) dürften die Schwermetallgesamtgehalte in den untersuchten Böden innerhalb folgender Bereiche liegen:

Cadmium	> 0,5 mg/kg
Blei	2 – 60 mg/kg
Kupfer	4 – 40 mg/kg
Chrom	5 – 100 mg/kg
Zink	10 – 80 mg/kg.

Für Böden auf nordischem Geschiebemergel werden diese Daten durch BLUME (1981) weitestgehend bestätigt.

Ein Vergleich mit den Untersuchungsergebnissen zeigt, daß die hier ermittelten Werte meist im unteren Bereich der Skala liegen (vgl. Tab. 8). Nur in bezug auf Blei weisen besonders die A-Horizonte leicht erhöhte Gehalte auf, die vor allem auf die starke biogene Akkumulation zurückzuführen sind. Bezüglich der übrigen Elemente dürfte das pH-Milieu bei vergleichsweise geringer Nachlieferungsrate durch die Niederschläge einen fortgesetzten Vorratsabbau induzieren. Diese Vermutung wird durch verhältnismäßig hohe Schwermetallkonzentrationen der pflanzenverfügbaren Fraktion bestätigt.

Jüngere Untersuchungen mehrerer Autoren zeigen außerdem, daß als Folge zunehmender Bodenversauerung vor allem das bei niedrigen pH-Werten sehr mobile Schwermetall Cadmium bereits eine verstärkte Auswaschung aus den Oberböden erfährt (BLUME 1981); eine ähnliche Tendenz ist darüber hinaus auch für das Kupfer zu beobachten (LICHTFUSS & ANDRESEN 1983, JENSEN 1985). Diese Feststellung läßt darauf schließen, daß die auf den untersuchten Standorten meist ohnehin aus niedermolekularen und damit relativ sorptionsschwachen Säuren bestehende organische Substanz in ihrer Pufferkapazität nahezu erschöpft ist.

Im allgemeinen werden die höchsten Gehalte an Schwermetallen in den S-Horizonten der Pseudogleye angetroffen, was die hohe Affinität dieser Elemente zu den Fe-, Mn- und Al-Oxiden zeigt. Da die Bindung meist über Ligandenaustausch erfolgt und somit sehr stabil ist, kann eine nennenswerte Freisetzung der Schwermetalle nur bei pH-Werten < 3 oder unter reduzierenden Bedingungen erfolgen. Die Oberböden sind aufgrund der biogenen Akkumulation vor allem durch hohe Mn-, Cu- und Pb-Konzentrationen gekennzeichnet. Cd stellt hier insofern eine Ausnahme dar, als erniedrigte Gesamtgehalte im Oberboden auf eine Erschöpfung der Cd-Vorräte hindeuten; die niedrigsten Werte wurden meist in den A_e- und C-Horizonten festgestellt. Die hydromorphen Bodentypen zeigen im Vergleich der A_h-Horizonte deutlich höhere Gesamtgehalte, während die Podsole durchweg die niedrigsten Werte aufweisen. Die Unterböden der Braunerden und Pseudogleye sind durch verhältnismäßig hohe Gehalte gekennzeichnet, da sie sich häufig noch in einem Austauscherbereich befinden, in dem die Freisetzungsrate der Metalle wesentlich geringer ist.

Die Alt- und Jungmoränenstandorte lassen sowohl im Ober- als auch im Unterboden aufgrund ihres höheren Tongehaltes und ihres Gehaltes an Metallhydroxiden deutlich größere Schwermetallmengen als die Sanderstandorte erkennen.

Im Bereich der Bestände auf Flugsanddecke wurden erwartungsgemäß sehr niedrige Werte gemessen, allerdings sind hier zwei Ausnahmen – das Element Blei betreffend – bemerkenswert, denn sie dokumentieren den Einfluß von Emittenten. Zwei der drei untersuchten Flugsandstandorte [Nr. 12 und 13] liegen in der Nähe einer vielbefahrenen Straße (B 77). Während sich im Unterboden praktisch kein Pb nachweisen läßt, zeigen die ansonsten häufig an Schwermetallen verarmten A_e-Horizonte sowohl in bezug auf die pflanzenverfügbare Fraktion als auch bei den Gesamtgehalten verhältnismäßig hohe Pb-Werte. Bei den übrigen Standorten waren keine deutlichen Einflüsse potentieller Emittenten festzustellen.

5. Zusammenfassende Beurteilung

Die untersuchten Pedotope können zusammenfassend folgendermaßen charakterisiert werden:

- Die Böden sind tiefgründig stark versauert; die oberen Horizonte lassen sich durch den Aluminiumpufferbereich (pH 3,0 – 4,2) kennzeichnen, in den Unterböden herrschen Verhältnisse des Austauscherpufferbereiches (pH 4,2 – 5,0) vor.
- Die Oberböden weisen aufgrund ihrer teilweise extrem hohen Gehalte an organischer Substanz verhältnismäßig hohe KAK-werte auf, die allerdings mit zunehmender Tiefe aufgrund der verringerten C_{org}-Menge sowie einer Maskierung der Tonmineale durch polymere Al-OH-Komplexe stark abnehmen.
- Die allgemein weiten C/N-Verhältnisse lassen auf einen gehemmten Streuabbau und einen geringen Polymerisationsgrad der organischen Substanz schließen.
- Das Substrat ist in der Regel grobkörnig; ein Sandanteil von nicht selten über 70 % begünstigt die Nährstoffauswaschung. Erhöhte Ton- und Schluffanteile werden ausschließlich auf den hydromorph geprägten Standorten vorgefunden.
- Die Standorte zeigen eine extreme Verarmung an basischen Nährstoffen; die mobile Fraktion dürfte vorwiegend der Deposition sowie ökosysteminternen Umsetzungen entstammen, da die Oberböden in der Regel die höchsten Werte aufweisen. Sekundäre Maxima in den C-Horizonten deuten auf eine Freisetzung aus dem nativen Vorrat hin.
- Die Menge der pflanzenverfügbaren Anionen nimmt mit zunehmender Tiefe ab; auch in diesem Falle dürfte der detektierte Gehalt in erster Linie dem atomsphärischen Eintrag sowie der Zersetzung organischer Substanz entstammen. Während bei den Sulfat- und Stickstoffgehalten kein Mangel erkennbar ist, zeigen Chlorit und Phosphat äußerst geringe Werte.
- Die untersuchten Profile weisen in der Regel einen hohen Anteil mobiler Schwermetalle auf. Sie werden vor allem in den an organischer Substanz reichen Oberböden sowie in den hydromorphen Böden mit hohen Gehalten an Fe- und Mn-Oxiden angereichert.

- die Gesamtgehalte aller untersuchten Elemente sind als gering zu bezeichnen. Der Gehalt an basischen Nährstoffen sowie der P-Wert liegen mit Anteilen unter 1 ‰ bereits deutlich im Mangelbereich. Überdurchschnittliche Gesamtgehalte sind lediglich in den hydromorphen Horizonten vorhanden.
- Die Bestände auf Moränen zeigen eine bessere Nährstoffversorgung als die Sanderstandorte; bei den Bodentypen erweisen sich die Gleye und Pseudogleye im Vergleich zum Gesamtdatenfeld als wesentlich nährstoffreicher.
- Bezüglich des Stoffbestandes der Oberböden bestehen zwischen Braunerden und Podsolen kaum noch Unterschiede, was den degradierten Zustand der Braunerde-Standorte unterstreicht.
- Ein Einfluß potentieller Emittenten auf den Stoffbestand der Böden konnte kaum nachgewiesen werden.

Insgesamt belegen die Untersuchungsergebnisse den degradierten Zustand der Waldböden, deren geringe Pufferkapazitäten und damit zusammenhängend eine bereits stark eingeschränkte Belastbarkeit. Besonders deutlich wird dies anhand der Feststellung, daß die Oberböden an essentiellen Pflanzennährstoffen verarmt sind, gleichzeitig jedoch an vielen Standorten eine deutliche Bleianreicherung in den A-Horizonten stattfindet, deren anthropogene Ursache anhand der Punkte 12 und 13 klar belegt werden konnte. Zwar ist damit zu rechnen, daß der Eintrag aufgrund der Einführung bleifreier Kraftstoffe in Zukunft deutlich gesenkt werden kann, die im Boden jedoch bereits angereicherten persistenten Schwermetalle sind bei einer Änderung der pedologischen Rahmenbedingungen potentiell mobilisierbar und können dann von den Pflanzen aufgenommen werden oder ins Grundwasser gelangen. Diese Entwicklung deutet sich bereits dadurch an, daß bei verhältnismäßig geringen Gesamtgehalten eine recht hohe Menge der Schwermetalle in pflanzenverfügbarer Form vorliegt.

Jede weitere Belastung der Böden, vor allem durch säurebildende Luftschadstoffe, bedeutet eine Beschleunigung der schon recht weit fortgeschrittenen Degradationsprozesse in Richtung des im Oberboden bereits potentiell vorhandenen Fe-Pufferbereiches. Damit nimmt auch die Wahrscheinlichkeit zu, daß das Ökosystem – vorausgesetzt anthropogene Gegenmaßnahmen (etwa Kalkung) bleiben aus – mit einer Umstrukturierung seiner Biozönose in Richtung säuretoleranter, ökologisch wie forstwirtschaftlich jedoch weniger wertvoller Vegetationstypen reagiert und einer neuen Gleichgewichtslage zustrebt. Dabei ist es kaum sinnvoll, substrat- oder typspezifische Differenzierungen einzuführen, denn obwohl in bezug auf das gesamte Bodenprofil gewisse Unterschiede im Stoffgehalt festzustellen sind, gilt dies für die A-Horizonte nur in sehr eingeschränktem Maße; diese jedoch sind für die Pflanzenernährung, das Bodenleben und die vielfältigen Pufferfunktionen von überragender Bedeutung. Auch die Feststellung, daß vor allem in den hydromorph beeinflußten Böden höhere Stoffgehalte vorhanden sind, muß aus ökosystemarer Sicht differenziert beurteilt werden, denn die mögliche Einstellung reduzierender Verhältnisse im Bodenprofil kann zur verstärkten Mobilisierung toxisch wirkender Schwermetallmengen führen.

Die Frage, ob Böden in Bereichen potentielle stärkerer Immission von Luftschadstoffen auch stärker belastet bzw. in ihrer Degradation bereits weiter fortgeschritten sind, kann mit Ausnahme der genannten Einzelfälle zumindest für die hier unter-

suchten Standorte verneint werden. Diese Feststellung steht nicht unbedingt im Widerspruch zu der einleitend erwähnten Tatsache, daß die Jahresringbreite der Fichten in bestimmten Gebieten stark reduziert ist. Es zeigt sich vielmehr, daß die Böden der untersuchten Flächen eine relativ gleichförmige Belastung aufweisen, die auf einen permanenten, wegen der hohen Filterleistung von Fichtenbeständen im Vergleich zu anderen Standorten erhöhten Eintrag von Luftschadstoffen zurückzuführen ist. Während nun eine verstärkte Schadstoffdeposition im Boden wegen der noch vorhandenen Pufferkapazität bis zu einem gewissen Grade ausgeglichen wird, erfolgt eine rasche Schädigung der Vegetation auf direktem Wege, da die Pflanzen auf den degradierten Böden vor allem wegen des Mangels an basisch wirkenden Nährstoffen nur noch geringe Toleranzen gegenüber Säurebildnern und Schwermetallen aufweisen.

Als weiterer Aspekt einer reduzierten Pufferkapazität sei schließlich die Erhöhung der potentiellen Grundwassergefährdung genannt. In dieser Hinsicht zeigen die Standorte auf bzw. über Moränenmaterial gewisse Vorteile, da dort bei sandigem Oberboden Filterungs- und Fällungsvorgänge im dichteren Unterboden stattfinden können, welche die Gefahr einer Schadstoffperkolation in das Grundwasser verringern. Bei hoch anstehendem Grundwasser allerdings und in Böden auf Sander oder Flugsand ohne stauende Horizonte sind die Substanzen entsprechend mobil, was in ungünstigen Situationen zu Kontaminationen führen kann.

Abschließend sei festgehalten, daß die in den 48 Proben gemessenen Schadstoffmengen vergleichsweise gering sind und daher diesbezüglich, von wenigen Ausnahmen abgesehen, in absehbarer Zeit keine Gefährdungen zu erwarten sind. Dennoch muß der Zustand der untersuchten Waldböden unter Fichten als bedenklich bezeichnet werden. Zwar ist die Luftbelastung in Schleswig-Holstein noch vergleichsweise gering, die Fichtenbestände sind jedoch deutlich geschädigt und die Böden im allgemeinen so stark degradiert, daß die Pufferkapazität bei anhaltendem Schadstoffeintrag in relativ kurzer Zeit erschöpft sein dürfte; ein verstärktes Fortschreiten der Waldschäden wäre die unweigerliche Konsequenz.

6. Literatur

BLUME, H.-P. (1981): Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus nordischem Geschiebemergel. – Z. Pflanzenern. Bodenkd. **144**, 156–163

BURNS, R. (1975): Factors Affecting Pesticide Loss from Soils. – Soil Biochem. **4**, 103–144

CROSBY, D.G. (1976): Nonbiological Degradation of Herbicides in the Soil. – Herbicides *2*, 66–97

DOMSCH, K.H. (1953): Einflüsse von Pflanzenschutzmitteln auf die Bodenmikroflora. – Mitt. BBA, f. Land- und Forstw. Berlin Dahlem, **107**, 11–21

DREWES, H. BLUME, H.-P. (1977): Abbau, Bewegung und Sorption von Herbiziden in Böden. – Landw. Forsch., Sonderheft **33/II** 104–113

FIGGE, K., GRUBENBECHER, F., CMELKA, D. (1980): Betrachtungen über die Wege chemischer Stoffe in der Umwelt unter Berücksichtigung ihrer Wechselwirkungen mit Umweltkomponenten. – Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern: Forschungsbericht 107 05 009, Berlin.

FINCK, A. (1982): Pflanzenernährung in Stichworten. – 4. Aufl., Kiel

FORSTBERICHT der Landesregierung Schleswig-Holstein 1985, Kiel

FRÄNZLE, O. (1984): Regionally Representative Sampling – In: LEWIS, R.A., STEIN, N., LEWIS, C.W. (Eds.): Environmental Specimen Banking and Monitoring as Related to Banking. – Boston, The Hague, Dordrecht, Lancaster. 164–179

FRÄNZLE, O. (1982): Modellversuche über die Passage von Umweltchemikalien und ihrer Metaboliten durch die ungesättigte Zone natürlicher Bodenprofile sowie durch Bodenschlämme in Laborlysimetern und im Freiland. – Umweltforschungsplan des Bundesinisters des Innern: Forschungsbericht 106 02 005/02, Berlin.

FRÄNZLE, O. (1981): Erfassung von Ökosystemparametern zur Vorhersage der Verteilung von neuen Chemikalien in der Umwelt. – Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern: Forschungsbericht 106 02 015, Berlin.

FRÄNZLE, O., KUHNT, G., MÜLLER, F. (1985): Untersuchungen zur Schadstoffdynamik in Ökosystemen – Das Versuchsgebiet Rastorf bei Kiel. – Exkursionsführer: Jahrestagung 1985, Deutscher Arbeitskreis für Geomorphologie. – Geographisches Institut der Universität Kiel.

FRÄNZLE, O., SCHRÖDER, W., VETTER, L. (1985): Saure Niederschläge als Belastungsfaktoren: Synoptische Darstellung möglicher Ursachen des Waldsterbens. – Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern: Forschungsbericht 106 07 046/13, Berlin.

FRIEDRICH, W. (1972): Adsorption, Abbau und Wanderung ausgewählter Biozide im Boden. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. **16**, 230–238

FRIEDRICHS, J. (1973): Methoden empirischer Sozialforschung. – Hamburg.

GHOSH, R.K. (1980): Modeling Infiltration. – Soil Science **130, 6**, 297–302

HARTGE, K.H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. – Stuttgart.

HARTGE, K.H., BECHER, H.H. (1976): Bemerkungen zu den Transportmechanismen für suspendierte Stoffe im Boden. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. **23**, 153–160

HERMS, U., BRÜMMER, G. (1978): Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. **27**, 181–192

JENSEN, K. (1985): Untersuchungen zum Schwermetallhaushalt eines Waldökosystems unter besonderer Berücksichtigung des Stammabflusses. – Diplomarbeit, Kiel.

KHANNA, P.K., MEIWES, K.J., BEESE, F. (1976): Sulfat-Transport und -Festlegung in einer podsoligen Braunerde aus Löß. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. **23**, 107–112

KHAN, S.U. (1974): Adsorption of 2,4-D from Aqueous Solutions by Fulvic Acid-Clay Complex. – Env. Sci. Technol. **8, 3**, 236– 238

KUHNT, G. (1984): Die systemare Erfassung der Umweltchemikaliendynamik in Böden – Methoden und Probleme. – Geomethodica **9**, 105–139

KUHNT, G., FRÄNZLE, O., VETTER, L. (1986): Regional repräsentative Auswahl von Böden für die Umweltprobenbank der Bundesrepublik Deutschland. – Kieler Geogr. Schriften **64**, 79–108

LAFLEUR, K.S. (1979): Sorption of Pesticides by Model Soils and Agronomic Soils: Rates and Equilibria. – Soil Science **127, 2**, 94–101

LICHTFUSS, R., ANDRESEN, H.U. (1983): Spurenelementverteilung in jungpleistozänen Bodentoposequenzen Ostholsteins. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. **38**, 227–232

MEIKLE, R.W. (1972): Decomposition: Qualitative Relationships. – In: GORING, C.A.I. & HAMAKER, J.W. (Eds.): Organic Chemicals in the Soil Environment **1**, New York 145–251

MELF - Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg. (1986): Wald und Forstwirtschaft in Schleswig-Holstein. – Heft **16**, Kiel

MESSBERICHT des Sozialministers des Landes Schleswig-Holstein 1985, Kiel

MÜLLER, W. (1975): Filtereigenschaften der Böden und deren kartiertechnische Erfaßbarkeit. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesel. **22**, 323–330

SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. – 11. Aufl. Stuttgart.

SCOTT, D.C., WEBER, J.B. (1967): Herbicide Phytotoxicity as Influenced by Adsorption. – Soil Science **104, 3**, 151–158

SEIFFERT, H. (1973): Einführung in die Wissenschaftstheorie **1**. – 6. Aufl. München.

SINGH, B., SEKHON, G.S. (1983): Leaching of Zinc, Lead and Cadmium in Columns of Calcareous Soils. – Z. Pflanzenern. Bodenk. **146**, 531–538

SOMMERS, L.E., LINDSAY, W.L. (1979): Effect of pH and Redox on Predicted Heavy Metal-Chelate Equilibria in Soils. – Soil Sci. Soc. Amer. J. **43**, 39–47

TORSTENSSON, N.T.L. (1975): Degradation of 2,4-D and MCPA in Soils of Low pH. – Pesticides **3**, Int. Congr. Pest. Chem., Bd. III, Helsinki 262–265

ULRICH, B. (1983): Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge. – In: LÖLF Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, Erw. Neuauflage, Recklinghausen, 9–15

ULRICH, B. (1972): Die Filterfunktion von Böden. – Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. **16**, 123–129

WALLNÖFER, P. (1970): Die Wirkung von Herbiziden auf die Bodenmikroflora. – Z. Pflanzenkrankheiten u. Pflanzenschutz, Sonderheft **5**, 52–57

Danksagung

Die Autoren danken dem Umweltbundesamt für die finanzielle Förderung der Untersuchungen im Rahmen eines größeren Forschungsprojektes. Ferner gebührt den Herren Diplom-Geographen Ismo Bruhm und Ernst-Walter Reiche (Umweltdiagnostik Kiel) ein herzlicher Dank für die sorgfältige Durchführung einer ganzen Reihe von Analysen. Ohne die Mithilfe zahlreicher wissenschaftlicher Hilfskräfte bei Probenahme und -aufbereitung sowie Dateneingabe und -korrektur wären die Untersuchungen nicht in dem vorliegenden Umfange möglich gewesen.

Anschrift der Verfasser:

Dipl. Geogr. Kirsten Jensen-Huß
Dr. Gerald Kuhnt
Geographisches Institut der Universität Kiel
Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1