AUSLEIHEXEMPLAR

DB erfaßt

UFZ-Bericht

FORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 19/1999 Dissertation

Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften – Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen

Dagmar Haase

99
1114
F/E

ISSN 0948-9452

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
00033671

Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften - Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften
der Universität Leipzig
genehmigte

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium
Dr. rer. nat.

vorgelegt

Referatlesesaal

von Diplom-Geographin Dagmar Carola Haase

geboren am 28.03. 1972 in Leipzig

Gutachter: Prof. Dr. H. Neumeister, Leipzig
Prof. Dr. M. Frühauf, Halle/Saale
Prof. Dr. G. Gerold, Göttingen

Tag der Verleihung: 28. Juni 1999

UFZ-Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH
Zentralbibliothek
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

Referat

99-1114 F/E

Dagmar Haase

Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften -
Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen.

Dissertation, Universität Leipzig
167 S., 102 Abb., 23 Tab., 10 Anlagen

Die vorliegende Arbeit ist ein Beitrag zur Geoökosystemforschung und untersucht die Leipziger Auenwälder, denen aufgrund ihrer Artenvielfalt und Retentionsfunktion innerhalb der Landschaft besondere Bedeutung für den Landschaftshaushalt zukommt. Zentraler Untersuchungsgegenstand sind Böden und Waldbestand dieser komplexen Geoökoysteme. Sie stellen gleichzeitig Senke und Quelle für natürliche und anthropogene (Schad)Stoffe dar. Fragen der Stoff-(Re)Mobilisierung bzw. Fixierung, welche wesentlich von den pedochemischen Milieubedingungen der Auenböden gesteuert werden, sowie auch die Problematik des atmosphärischen Stoffeintrages (Deposition) müssen als essentiell für die zukünftige Entwicklung der Leipziger Auen und ihrer Wälder angesehen werden.

Alkalische Bestandteile von Braunkohlenflugaschen trugen bis 1990 zur Aufbasung der Niederschläge im Raum Leipzig bei. Der Rückgang der Flugaschen bewirkte bis 1996 eine Versauerung des Regens, Säuren und Säurebildner gelangten in die Auenböden und beeinflussen das bodenchemische Reaktionsmilieu. Aufgrund der Schadwirkung dieser atmosphärischen Stoffeinträge für Wälder und Waldböden haben die geoökologischen Untersuchungen der Dissertation das Ziel, den Prozeß der Säureeinwirkung in der Kausalkette Immision - Niederschlag - Kroneninterzeption - Stammabfluß - Waldboden quantitativ und qualitativ nachzuvollziehen. Des weiteren wurden räumlich- und prozeßorientierte Aspekte des Säurestatus sowie der Pufferfunktion der Auenwaldböden und ökologische Folgewirkungen von Versauerung bzw. Alkalinisierung der Niederschläge im Experiment untersucht.

Es konnte gezeigt werden, daß für Säurestatus und Stoffbestand der Böden in den Leipziger Weiße Elster-Pleiße-Auenwäldern Herkunftsraum, Depositionsart und Acidität der atmosphärischen Einträge von entscheidender Bedeutung sind. Durch den Einsatz von in-situ einsetzbaren Meßprogrammen wurde festgestellt, daß der Waldbestand als Ort räumlich differenzierter, spezifischer Anreicherung und Verteilung von Säuren sowie Metallen fungiert.

Im Ergebnis sequentieller Bodenextraktionen konnte nachgewiesen werden, daß atmosphärisch eingetragene Schwermetalle in den schluffig-tonigen Auenböden elementspezifisch angereichert und an Ton- und Humuskolloide gebunden sind. Experimentelle Untersuchungen zur Pufferkapazität der Waldböden in gefluteten und nichtgefluteten Auenbereichen führten zu der Erkenntnis, daß unter veränderten Aciditätsbedingungen das Rückhaltevermögen der Böden gegenüber Schadstoffen verändert, bodeninterne Migrationsprozesse initiiert und Vegetation sowie Grundwasser gefährdet werden können, sobald die gesättigte Bodenzone erreicht ist. Daher sind der Eintragspfad von Säuren in die Böden unter den Bedingungen der Waldbestockung, die Rolle des Stammabflusses als Einflußgröße bei systeminternen Stofftransporten sowie die Veränderung der Acidität der Böden ihr spezifisches Retentionsvermögen für Schadstoffe betreffend entscheidende Einflußparameter der Geoökosystemdynamik unter Waldbestand.

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen erkennen, daß keine aktuell hohe Gesamtbelastung der Auenböden vorliegt, vorhandene Stoffgehalte aber infolge von zunehmendem Säuregehalt der Niederschläge zum einen mobilisiert, zum anderen aber auch durch oberflächliche Flutungs- oder Wiedervernässungsmaßnahmen vermehrt eingetragen werden können. Bei der Bewertung von mineralischen und organischen Stoffgehalten in Böden und Gewässern der Leipziger Auen muß demzufolge räumlich differenziert und elementspezifisch vorgegangen werden, um dieses wertvolle Ökosystem wirklich schützen zu können.

Vorwort

Innerhalb der phyisch-geographischen Forschung spielen geoökologische Fragestellungen eine wichtige Rolle, da ihre interdisziplinäre Herangehensweise Methoden und Theorien anderer, v.a. naturwissenschaftlicher, aber auch gesellschaftswissenschaftlicher Disziplinen miteinbezieht. So wird auch der Inhalt dieser Arbeit verstanden. Hier sollen in erster Linie geowissenschaftliche Arbeitsweisen, Standort-Raum-Beziehungen, mit wald-ökologischen und geochemischen Ansätzen verknüpft werden.

Bei der Anfertigung der Dissertation wurde ich von der Studienstiftung des Deutschen Volkes unterstützt sowie von meinem Vertrauensdozenten an der Universität Leipzig, Herrn Prof. U. Hahn. Ihnen gilt mein herzlicher Dank.

Des weiteren gilt mein besonderer Dank meinen Gutachtern, Herrn Prof. H. Neumeister, Herrn Prof. W. Gläßer und Herrn Prof. M. Frühauf, die mich in jeder Phase der Arbeit förderten und wertvolle Hinweise gaben.

Darüber hinaus danke ich Herrn Dr. W. Richter vom UfZ Leipzig-Halle für die interessanten Auenbegehungen und vielen Anregungen während der Feldarbeit. Des weiteren möchte ich auch Frau G. Hanschmann, Frau M. Zeibig, Frau Dr. G. Peklo sowie Frau Dr. B. Niehus für die Unterstützung bei der Durchführung der Analytik am Umweltforschungszentrum in Leipzig herzlich danken.

Meiner Arbeitsgruppe am Institut für Geographie der Universität Leipzig, Frau DC B. Schneider, Frau Dr. A. Krüger, Herrn Dipl.-Geogr. C. Lorz, Frau Dr. Ch. Franke, Frau I. Götze, Frau E. Kramer, Frau E. Schönherr und Herrn Prof. Ch. Opp, danke ich insbesondere für die wertvollen Hinweise und fachliche Unterstützung während der 3 Jahre der Anfertigung der Arbeit sowie das freundschaftliche Arbeitsklima, welches zum Gelingen der Dissertation beigetragen hat. Auch Herrn Dipl.-Math. R. Regber, Herrn Dipl.-Geogr. U. Knabe und Frau Ch. Eißner gebührt mein Dank für die Anleitung und Unterstützung in Fragen der Bearbeitung computerkartographischer und geostatistischer Probleme. Frau Dr. Mayer danke ich für die Erstellung der vielen Posterpräsentationen, in welchen Teile der Arbeit auf Fachtagungen vorgestellt wurden.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei meiner Familie und meinen Freunden für das geduldige Lesen des Manuskriptes und die vielen Ratschläge bedanken.

Zusammenfassung der wissenschaftlichen Ergebnisse zur Dissertation

Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften - Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen.

der Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig
eingereicht von

Diplom-Geographin Dagmar Carola Haase

angefertigt am
Institut für Geographie

Gliederung

Einleitung
Forschungsumfeld
Zielstellungen der Arbeit
Methodik
Ergebnisse der Dissertation
Zusammenfassung und Forschungsbedarf
Ausgewählte Literatur

Einleitung

Die vorliegende Arbeit versteht sich als ein Beitrag zur Geoökosystemforschung in Auenlandschaften am Untersuchungsgegenstand der Leipziger Auenwälder, denen aufgrund ihrer Artenvielfalt und Retentionsfunktion besondere Bedeutung für den Landschaftshaushalt zukommt. Die Böden dieser komplexen Geoökoysteme stellen gleichzeitig Senke und Quelle für natürliche und anthropogene (Schad)Stoffe dar. Fragen der Stoff-(Re)Mobilisierung bzw. Fixierung, welche wesentlich von den geochemischen Milieubedingungen der Auenböden gesteuert werden, sowie auch die Problematik des atmosphärischen Stoffeintrages müssen daher als essentiell für die zukünftige Entwicklung der Leipziger Auen sowie ihrer Wälder angesehen werden.
Die geoökologischen Untersuchungen der Dissertation hatten das Ziel, einige räumliche und prozeßorientierte Aspekte des Säurestatus sowie der Pufferfunktion der Auenwaldböden in Abhängigkeit von Waldbestand und Deposition zu erklären sowie den Prozeß der Säureeinwirkung im Objektbereich Niederschläge/Waldökosystem quantitativ und qualitativ nachzuvollziehen. Darüber hinaus wurden von mir ökologische Folgewirkungen von Versauerung bzw. Alkalinisierung der Niederschläge im Experiment untersucht.
Die Entwicklung des Methodenspektrums einer Geoökosystemanalyse stellt innerhalb der Arbeit einen wesentlichen Teil (Zielstellung) dar, da sie den Bereich des geowissenschaftlichen Arbeitens darstellt, in welchem theoretisches Ökosystemwissen auf die Anwenderebene transformiert wird: praktisch nachweisbare Stoff-, Elementgehalte bzw. deren Transport in natürlichen Systemen.

Forschungsumfeld

Daß dem Boden als „Vermittler" zwischen Ausgangssubstrat, Grundwasser, Vegetation und Atmosphäre eine essentielle Rolle in jedem Geoökosystem zukommt, ist allgemein bekannt. Diese Funktion des Bodens ist neben seinen eigenen physikalischen und chemischen Eigenschaften abhängig von der natürlichen Vegetation oder anderen Bedeckung. So unterscheiden sich Waldböden als Basis des Waldbestandes in ihrer Funktionsweise erheblich von Ackerböden oder Gebirgsböden, die anderen natürlichen oder gesellschaftlichen Anforderungen genügen müssen.
Die große Heterogenität von Auenböden ist mit der Entstehung und Entwicklung von Flußauensedimenten zu erklären. Verschiedenste Sedimentationszyklen durchlaufend stellen Auenböden häufig zeitabhängige Stadien einer Bodenentwicklung dar, welche in Abhängigkeit vom Hydroregime ständigen, relativ kurzfristigen Änderungen unterworfen sind (u.a. *Richter 1964, 1995*).
Neben den pedogeologischen Eigenschaften der Waldböden wird auch der Zusammensetzung der Waldassoziationen sowie typischen Wachstumsbedingungen in bundesweiten Programmen große Aufmerksamkeit gewidmet. *Kopp* (1998) bezeichnet den Einfluß der Vegetation als „standortwirksamen" Faktor. An dieser Stelle sei auch auf die Level-I- und Level-II-Programme der EU verwiesen, welche innerhalb der Untersuchungen „Bundesweite Bodenzustanderhebung Wald (BZE)" und „Forstliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF) zur Umweltkontrolle im Wald" seit 1993/94 in Sachsen durchgeführt werden (*BMELF 1997; LAF 1996*).
Für die Leipziger Auenwälder ist im Zusammhang damit festzustellen, daß derartige Untersuchungen und Testflächen noch fehlen. Darüber hinaus wird gerade beim Programm der BZE dem Zusammenspiel der Geoökosystemkompartimenten Waldboden und Waldbestand, insbesondere dem Stammabfluß, wenig Aufmerksamkeit gewidmet, da die Aufnahme von Waldböden eher eine Profilaufnahme und -beschreibung darstellt und relativ bestandsunabhängig ist. Für die Leipziger Auenwälder stehen sehr differenzierten Untersuchungen zur Waldbestockung und ihrer Veränderung über Jahrhunderte hinweg *(u.a. Gutte & Sickert, Müller)* nur grobgegliederte Bodenklassifikationen (-untersuchungen; u.a. *Stoye 1992*) der Leipziger Auenböden gegenüber.
Als wesentlich für ein Waldökosystem wurde in zahlreichen Untersuchungen auch der Einfluß des Zustandes der Atmosphäre (Emissionen, Immissionen, Deposition) erkannt (u.a. Untersu-

chungen von *Meiwes et al. 1984; Matschullat et al. 1997; Cornelius et al. 1997;Papke & Krah Urban 1984; Bredemeier & Ulrich 1989; Büttner 1997; Hildebrand & Wilpert 1993; Schulze e al. 1987*). Infolge der Veränderung von Emissionsraten sind auch die atmosphärischen Stoffge halte einer zeitlichen Variabilität unterworfen, neben der Klima- und Witterungsabhängigkeit welche aber als relativ stabile Größe mit bekanntem Jahresgang betrachtet werden kann. So stell ten *Hedin & Likens* (1997) fest, daß die Versauerung von Niederschlägen neben dem Aussto von Säurebildnern auch auf den Verlust der alkalischen Partikelfracht in der Luft zurückzuführe ist. Bezieht man diese Aussage auf mein Untersuchunsgebiet der Leipziger Flußauen und ihre Wälder, so kann man eine derartige Tendenz feststellen, zumal es sich um eine Region handel welches in den letzten Jahrzehnten einem extrem hohen Schwebstoffinput (1985: Schwebstaube mission im Gebiet von Leipzig: 30 334 t/a und 210,7 t/km^2 Emissionsdichte; *Haase 1996-98* unterlag. Über diesen Wirkungszusammenhang innerhalb der Versauerungsproblematik von Wäl dern und Waldböden galt es, weitere Untersuchungen durchzuführen.

Hinsichtlich der Belastbarkeit von Waldökosystemen wurde ein Konzept der „critical loads" (*Ni elsson 1986; Conradt et al. 1998*) für die atmosphärische Deposition in Wäldern von *Bees* (1992) und *WBGU* (1994) erweitert. Es stellt u.a. kritische Konzentrationen (Säure-Inputs ode Stickstoff) als Eingriffe in den Landschaftshaushalt, welche auf eine bestimmte Fläche wirken, i den Mittelpunkt. Die Pufferkapazität und die Raten freigesetzter Metalle wie [Al] und [Fe] diene zur Ermittlung der „Belastbarkeit" des Waldbodens.

Zu dieser Thematik beschreibt *Beese* (1997) das Konzept der multifunktionellen Waldnutzung, i welcher die Nachhaltigkeit als Leitbild für die Waldentwicklung an erster Stelle steht. Zu de Hauptnutzungsfunktionen wird u.a. die Regelungsfunktion des Waldes genannt. Für die Rege lungsfunktion spielen die Waldböden eine wesentliche Rolle als Regulatoren der in ihnen zu sammenlaufenden Stoffflüsse der anderen Ökosystemkompartimente. Es ist bekannt, daß di Aufnahme der Böden im Wald zwar Indikatorfunktion für bestimmte pedogene Prozesse besitz nach neueren Erkenntnissen der bodenökologischen Forschung aber nicht mehr die aktuellen pe dochemischen Milieubedingungen widergibt (*Beese 1997*).

Aus dem bisher Dargelegten folgt, daß es notwendig ist, für das Leitbild „nachhaltige Auenwald böden" als Ziel des Bodenschutzes im Bereich der Flußauen u.a. die Untersuchung folgende thematischer Schwerpunkte durchzuführen:

- die Stoffgehalte im Auenökosystem, v.a. in dessen Böden, Waldbestand, Sedimenten und Ge wässern zu ermitteln sowie Abhängigkeiten zu erfassen, den pedochemischen Zustand der Bö den zu erfassen und diese auf ihre Pufferfunktion zu prüfen und
- den Input an toxischen Stoffen zu qualifizieren, zu quantifizieren und die Prozessauslöser eine Remobilisierung akkumulierter Schadstoffe zu erfassen.

An diesem Punkt setzt die vorliegende Dissertation an.

Da es sich bei dem ausgewählten Untersuchungsgebiet um eine Waldfläche handelt, spielen Pa rameter der Bestockungart, Bestockungsdichte, des Bedeckungsgrades und der Niederschlagsab leitung eine besondere Rolle, so daß die hier vorgestellten Untersuchungen demnach waldökolo gische (u.a. *Otto 1994, Kopp 1998*) sowie bodenchemische Arbeitsweisen (*u.a. Ulrich 197 1995; Rehfuess 1994; Alloway & Ayres 1994; Meiwes et al. 1984; Brümmer et al. 1986*) un Methoden miteinander verbinden mußten.

Zielstellungen der Arbeit

Besonders in diesem Jahrhundert vollzogen sich im Bereich der Leipziger Flußauen und ihre Wälder tiefgreifende, anthropogen gesteuerte Landschaftsveränderungen. Infolge der vorgenom menen Flußlaufbegradigungen, Hochwasserschutzmaßnahmen und Braunkohlentagbau i Südraum von Leipzig kam es zur Austrocknung von großen Auwaldarealen.

- Das Meßprogramm soll in situ im Ökosystem durchführbar sein, da der pH-Wert eine geochemische Größe hoher Variabilität ist und nur so richtig ermittelt werden kann (denn nur am Standort ist die relevante dissoziationsbedingte Protonenkonzentration und ihre augenblickliche Pufferung durch den Boden feststellbar).
- Die Messungen müssen in einen zu rechtfertigenden zeitlichen und finanziellen Rahmen passen, welcher ein derartiges Meßprogramm sinnvoll macht. Des weiteren sollte das Meßprogramm auf andere Wälder übertragbar sein und somit universellen Charakter haben.

Die Testuntersuchungen zeigten, daß große, zentrale Bäume Punkte im Raum „Wald" sind, von denen aus mit einer fortschreitenden Veränderung des Säurestatus der Auewaldböden zu rechnen ist. „ Diese Aussage gilt unter der Voraussetzung der gegenwärtigen Bedingungen des atmosphärischen Eintrags von Säuren und Säurebildnern" (Zitat aus: *Neumeister et al. 1997*). Um diese Depositionssituation ökosystemrelevant abzubilden und die Eintragspfade von Säure und Säurebildnern bis zum Prozeßraum Boden nachvollziehen zu können, geht die Methodik der in-situ-Messung der pH-Werte in den erdoberflächennahen, mullartig-humosen Bodenhorizonten aus:

- Ein Standort wird in seiner Lage im Raum bestimmt, eingemessen und dann zentrale Bäume als Fixpunkte der Untersuchung gesucht. Um die Stämme dieser wird ausgehend von den 8 Himmelsrichtungen ein Meßnetz angelegt (vgl. *Neumeister et al. 1997*).
- Die statistische Sicherung der Meßwerte ist mit 3 (Routine) -15 (Test der Methode) Parallelmessungen je Meßpunkt gewährleistet. Somit lassen sich Mittel- und Medianwerte und Standardabweichungen bestimmen. Die gewonnenen Daten sind die Basis zur graphischen Darstellung der erläuterten standörtlich-räumlichen Muster der pH-Werte im Oberboden der Wälder.

Um die Auswirkungen von atmosphärischem Säuren- bzw. Baseneintrag in die Auenböden ihre Stoffgehalte betreffend bewerten zu können, sind Kenntnisse über die Menge, die bodenspezifischen Bindungsformen und die Mobilisierbarkeit in Abhängigkeit vom geochemischen Milieu für die ökologisch interessierenden Elemente (u.a. Fe, Al, Mn, Alkali- und Erdalkalimetalle, Schwermetalle) sowie über den sedimentären Eintrag (Flußsedimente; Überflutungssedimente bei Renaturierungsmaßnahmen) notwendig. Eine derartige Renaturierungsmaßnahme im Südlichen Leipziger Auenwald (künstliches Überflutungsgebiet an der Paußnitz) wurde von mir in die Sediment- und Bodenuntersuchungen einbezogen. Für Aussagen über die Wirkung von künstlichen Flutungsmaßnahmen zur Renaturierung von Auwaldarealen wurde in der Dissertation folgendes Modell für Wirkungszusammenhänge und methodisches Vorgehen entwickelt:

Es wurden folgende Extraktions- bzw. Elutionsverfahren für Böden bzw. Sedimente eingesetzt:

Prozeßgeschehen	Methode	Vorschrift/Quelle	ökologische Aussagemöglichkeit
wasserlösliche Metallgehalte	S4-Elution mit dest. Wasser	DIN 38 414 Teil 4	durch Wasser mobilisierbare Stoffgehalte
Gesamtgehalte in Boden und Sediment	S7-Elution mit konzentrierter Säure	DIN 38 414 Teil 7	säurelösliche Metallgehalte
Metallbindungsformen im Boden/Sediment	Sequentielle Extraktion	*Zeien & Brümmer (1989); Krüger & Schneider (1995)*	mobilisierbares Potential an chem. Elementen (Bindungsstärke im Boden)
Zunahme der Boden-acidität	pH-Titration unter Ermittlung der ANC	*Haase & Neumeister (1998)*	Freisetzung von Nährstoffen, Al, Schwermetallen
Zunahme der Boden-alkalinität	pH-Titration unter Ermittlung der BNC	*Meiwes et al. (1984)*	Freisetzung von Nährstoffen, Al, Schwermetallen bei Aufbasung

Ergebnisse der Dissertation

Es konnte in dieser Dissertation gezeigt werden, daß der Säurestatus sowie die Pufferfunktion eines Bodens äußerst komplexe und von exogenen und endogenen Fakrtoren abhängige Parameter sind, die sich für die Beschreibung und Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit desselben eignen. Im Ergebnis der pH-in-situ-Messungen ist festzustellen:
Die Wirkung von Säuren und Säurebildnern aus der Atmosphäre erfolgt über den Waldbestand auf die Böden. Dabei besteht die Spezifik der „Säureneinwirkung" in ihrer Verteilung durch den Interzeptionsraum und die zentralen Baumstämme (Stammabflüsse). Die nahezu konzentrische Verteilung bestimmter pH-Werte-Gruppen um die Baumstämme bestätigt diese Aussage. Man kann von pH-Wert-Gradienten in Abhängigkeit vom Stammabstand sprechen, die zum einen die Stellen des Eintrages am Stamm („Protonenpool") anzeigen und ebenso die Bereiche der Pufferung durch den Boden. Man kann demzufolge räumlich Verteilungsmuster der pH-Werte in der oberflächennahe Bodenhorizonten erkennen, die als ein Schlüssel zum Verständnis von Säureeinwirkunsgprozessen in Waldböden gewertet werden können. Sie geben die räumliche Funktion der Bodenacidität unter Waldbestand wider. Es ist eine jahreszeitliche Variabilität und Abhängigkeit festzustellen, die zeigt, daß besonders in Frühjahr und Sommer ein Basendefizit im Oberboden besteht. Des weiteren ist auch eine baumartenspezifische Abhängigkeit der Oberboden-pH-Wertemuster erkennbar.
Darüber hinaus konnte ich festgestellen, daß der Stammabfluß und seine chemischen Eigenschaften ganz wesentlich die Pedosphäre in den Auenwäldern beeinflussen und ihre räumliche Heterogenität und Funktion mitbestimmen. So zeigten die Untersuchungen der Elementgehalte von Bestandsniederschlag und Stammabflüssen an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes, daß es sich hierbei um saure (pH <4,0) Einträge handelt, in welchen Sulfat und Nitrat angereichert sind. Mittels der Untersuchungen zur DOM (v.a. Huminsäuren) und den Elementgehalten der Bodensickerwässer (Perkolate) und der Oberbodenbereiche konnte die „pedochemische Reaktorfunktion" der obersten Bodenschichten der Waldböden gezeigt werden.
Besonders in den stammnahen Bereichen werden eingetragene Säuren und Säurenbildner in geringerem Maße gepuffert und es kommt zu besagter pH-Wert-Abnahme des Oberbodens in den stammnahen Bereichen. Der Vergleich der Ergebnisse der pedochemischen Laboranalysen mit den Ergebnissen des in-situ-Meßprogrammes zeigte übereinstimmend die angegriffene Pufferkapazität der stammnahen Bereiche der Oberböden im Südlichen Leipziger Auenwald. Es wurde gezeigt, daß der in-situ ermittelte pH-Wert den Säurestatus des Bodens dahingehend beschreiben kann, daß bei Kenntnis des Bodentyps und des Ausgangssubstrats eine erste Abschätzung der Pufferfunktion des Waldbodens vorgenommen werden kann.
Vertikalgradienten von Bodenparametern wie pH-Wert, DOC (dissolved organic matter), Kat- und Anionen zeigten, daß es neben der horizontalen Heterogenität und Differenzierung auch eine vertikale in den gering gegliederten Auenböden gibt. Als wichtige „Reaktionsschichten" wurden der humose Oberboden, eine 30cm Bodentiefe (pH-Miniumum), in 65cm Bodentiefe (saisonaler GW-Hochstand) und die ständig feuchte Gor/GoGr-Schichten ab 80cm Bodentiefe unterschieden. Ein zunehmender Input saurer Depositionen bzw. Niederschläge kann eine Mobilisierung der v.a. in den Oberböden angereicherten Schwer-, Alkali- und Erdalkali-Metalle durch Protonierung der Sorbenten im Boden bedingen. Besonders unspezifische, mobile Bindungsformen der Elemente Zn und Cd, aber auch Ca sind davon betroffen. Darüber hinaus bedingt ein Säureeitrag die Freisetzung von Kationensäuren Al, Mn und Fe bei Pufferreaktionen.
Die Experimente wiesen nach, daß erneute Basenzufuhr (Alkalisierung der Böden) zur spezifischen Fixierung von Zn und Cd, gleichzeitig aber zur Freisetzung von an die organische Bodensubstanz gebundenen (Schwer)Metallen wie Cu, Pb, Ni und Cr führt. Daher wird geschlußfolgert, daß die Stabilität (Stärke) der von diesen Metallen gebildeten Metall-Huminstoff-Komplexe geringer ist als die von Cd oder Zn.

Neben den Schadstoffanalysen in Boden oder Bodenlösung wurden Abschätzungen des Potentials an freisetzbaren Schadstoffen mit pH-abhängiger Bindung mittels sequentieller Extraktionsverfahren nach *Zeien & Brümmer* (1989) vorgenommen. Sie ergeben, daß und wie die Stoffsenke Auenwaldböden unter veränderten bzw. variablen Immissionsbedingungen sowie Depositionsraten zur Stoffquelle wird. Elementspezifische Bindungsformen im Boden verändern sich mit Erhöhung der Bodenacidität. Besonders die mobilen, unspezisch adsorbierten Anteile werden gegenüber fester gebundenen Fraktionen erhöht und stellen somit ein Gefahrenpotential dar.
Die Fluß- und Flutungssedimente der Weißen Elster, Pleiße und ihrer Nebenflüsse sind schluffig-tonig und weisen beträchtliche Gehalte an Schwermetallen und DOC auf. Anthropogen akkumulierte Schwermetalle sind vor allem unspezifisch adsorbiert und leicht mobilisierbar. Für die meisten Metalle steigen die adsorbierten Gehalte mit abnehmender Korngröße in den schluffigen Flutungssedimenten. Die unspezifischen, mobilen Bindungsformen deuten auf anthropogenen Eintrag hin. Das gegebene Mobilisierungspotential der Sedimente wird auf die Böden der gefluteten Flächen übertragen und somit auch das Gefahrenpotential einer Wirkung und Verlagerung der Schadstoffe. In dem künstlich gefluteten Renaturierungsgebiet an der Paußnitz kommt es aufgrund von Verdünnungs-, Auswaschungs- und spezifischen Anreicherungs- bzw. Mobilisierungsprozessen zu erhöhten Gehalten an Sulfat, Nitrat, Calcium, Magnesium und organischer Substanz, während v.a. atmogen eingetragene Schwermetalle in deutlich geringeren Gehalten gegenüber den nichtgefluteten Bereichen auftreten.

Zusammenfassung und Forschungsbedarf

Es konnte gezeigt werden, daß für Säurestatus und Stoffbestand der Böden in den Leipziger Weiße Elster-Pleiße-Auwäldern Herkunftsraum, Depositionsart und Acidität der atmosphärischen Einträge von entscheidender Bedeutung sind. Es wurde nachgewiesen, daß der Waldbestand als Ort räumlich differenzierter, spezifischer Anreicherung und Verteilung von Säuren sowie Metallen fungiert. Als besonders aussagekräftig erwies sich ein von *Neumeister & Haase* entwickeltes Meßprogramm, mit welchem es möglich wurde, die pH-Werte der oberflächennahen Bodenhorizonte in einem engen Raster um die Stämme flächig zu ermitteln. Die Ergebnisse in Form von standörtlich-räumlichen pH-Wert-Mustern und pH-Gradienten können als wichtige Schritte für das Verständnis von Säureeinwirkungspfaden in Wäldern angesehen werden. Aus der in dieser Arbeit nachdrücklich untermauerten Erkenntnis, daß der Waldbestand Eintragspfad von Säuren in die Böden ist, die Rolle des Stammabflusses als Einflußgröße bei systeminternen Stofftransporten sowie die Veränderung der Acidität der Böden ihr spezifisches Retentionsvermögen für Schadstoffe betreffend als entscheidender Einflußparameter der Geoökosystemdynamik unter Waldbestand gelten muß, folgt, daß in waldökologischen Geosystembetrachtungen diese Parameter unbedingt zum Untersuchungsprogramm gehören sollten.
Da unter veränderten Aciditätsbedingungen das Rückhaltevermögen der Böden gegenüber Schadstoffen verändert, bodeninterne Migrationsprozesse initiiert und Vegetation sowie Grundwasser gefährdet werden können, sobald die gesättigte Bodenzone erreicht ist, müssen auch zukünftige bodenökologische Arbeiten in Auen milieu- und bindungsspezifisch durchgeführt werden. Die Untersuchungen der Waldböden und ihrer horizontalen und vertikalen Merkmalsausprägungen machen deutlich, daß der Boden, unabhängig von seiner Genese und Horizontausprägung, als Zeiger aktueller Dynamik im Landschaftshaushalt einer Raumeinheit (v.a. mikro- und mesoskalischer Bereich) fungiert und sein Säurestatus und die Pufferfunktion als komplexe Parameter der Umweltbewertung dienen können. Bei der Bewertung von mineralischen und organischen Stoffgehalten in Böden und Gewässern der Auen und insbesondere von Renaturierungsflächen stoffgruppen- und elementspezifisch vorgegangen werden, um das Auenökosystem wirklich schützen zu können.

Die Aufnahme relevanter Parametern zur Beschreibung des Stoffumsatzes kann nach Meinung der Autorin aber nicht nur in einem räumlichen und zeitlichen Maßstab erfolgen. Die Anforderungen der Nutzer in den Leipziger Auen (Forstamt, Landwirte, Erholungswesen u.a.) an eine Landschaftsaufnahme bei einem Maßstab von >= 1 : 10 000 liegen. Bei räumlichen Auflösung von > 1 : 5000 wurden in-situ und standortbezogen sinnvolle Ergebnisse erhalten und die räumliche Determinierung von bodenchemischen Parametern durch den Waldbestand konnte in einem Maßstab > 1:5000 in-situ nachgewiesen werden. Eine regionale Einordnung der erfaßten Prozeßdynamik in den naturräumlichen Zusammenhang muß dann in einem Maßstab deutlich kleiner als 1 : 10 000 erfolgen. Säurestatus (pH-Wert, DOC) und Pufferfunktion (ANC, BNC) eignen sich für die Beschreibung und Bewertung standortbezogener Stoffdynamik in (Auen)Wäldern und werden auch als Leitparameter" für kleiner maßstäbliche Untersuchungen vorgeschlagen (Parametrisierung).

Stoffumsatzprozesse in der Bodenzone mit Sickerwasserregime sind mittels der angewendeten Methodik in der Vertikalen besser nachvollziehbar, als der laterale Stoffumsatz. Daher sollten zukünftige Untersuchungen v.a. auch die räumliche Absicherung punktuell erfaßter pedochemischer Daten beinhalten. Zudem muß der Rückgang des Staubgehaltes in der Atmosphäre der Region Leipzig aufgrund der hier gezeigten Ergebnisse, zumindest die Acidität der Niederschläge betreffend, kritischer bewertet werden.

Die Huminstoffuntersuchung terrestrischer und bestandsgebundener Huminsäuren in Stammabfluß und Bestandsniederschlag stellt ein wichtiges, zukünftiges Arbeitsfeld zu Säurestatus und elementspezifischem Mobilisierungspotential DOC-gebundener (an)organischer (Schad)Stoffe in den Geokomponenten im Wald in bezug auf die Waldböden dar. Es müßten Vorkommen und chemische Zustandsformen der DOC in Waldbestand und Boden detailliert betrachtet werden, um so ihre Schlüsselposition ähnlich wie die des Säurestatus besser beweisen zu können.

Inhalt

Referat	Seite	2
Vorwort		4
Zusammenfassung		
Inhaltsverzeichnis		5
Abbildungsverzeichnis		9
Tabellenverzeichnis		17
Abkürzungsverzeichnis		20
1 Einleitung		**22**
2 Problemstellung		**23**
3 Stand der Forschung		**25**
4 Zielstellungen und Arbeitsschwerpunkte		**28**
5 Wahl des Untersuchungsgebietes		**30**
5.1 Die Auen und ihre Wälder als Teil der Großstadt Leipzig		33
5.2 Zur Immissionssituation		34
5.3 Zur Schwermetallbelastung der Leipziger Böden		38

6 Zum Säurestatus von Waldböden **40**

6.1 Stand der Forschung 40

6.2 Überlegungen zur Erfassung räumlich relevanter Boden-pH-Werte 44

6.3 Methodische Aspekte und Ableitung eines Meßprogramms 51

6.4 Die Standorte im Geoökosystem „Südlicher Leipziger Auenwald“ 55

6.5 Erfassung und Auswertung der Ergebnisse: Die pH-Werte des Oberbodens 59

6.6 Sind die Oberboden-pH-Werte abhängig von der Baumartenzusammsetzung ? 64

6.7 Zur Rolle des Stammabflusses und dessen Einfluß auf die Böden 69

6.7.1 Bedeutung des Stammabflusses 69

6.7.2 Säureeintrag im stammnahen Bereich 71

6.7.3 Vorkommen von Huminsäuren im Auwaldbestand 72

6.7.4 Schlußfolgerungen 74

7 Leipzigs Auenwaldböden - Puffer für Umweltbelastungen ? **76**

7.1 Die geoökologische Bedetung des Säurestatus von Waldböden 76

7.2 Zur Übertragbarkeit von Ergebnissen laborativer Versuche auf die ökosystemare Ebene 78

7.3 Einfache Parameter als Indikatoren der Pufferfunktion 80

7.3.1 Methodik 80

7.3.2 Ergebnisse 83

7.4 Die effektive Kationenaustauschkapazität 90

7.4.1 Methodik 90
7.4.2 Ergebnisse 91
7.5 Säuren- und Basenneutralisationskapazität 92
7.5.1 Methodik 96
7.5.2 Ergebnisse 99
7.6 Ionenäquivalente in Niederschlag, Stammabfluß und Boden 105
7.6.1 Methodik 107
7.6.2 Ergebnisse 108
7.7 Metallbindungsformen in den Waldböden der Südlichen Leipziger Aue zur Charakterisierung von Mobilität und Rückhaltevermögen der Böden 112
7.7.1 Methodik 115
7.7.2 Ergebnisse 116
7.8 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse über die Pufferfunktion des Waldbodens 119

8 Tiefenwirkungen eines veränderten Säurestatus im Oberboden 122
8.1 Thesen zu den Versuchsanordnungen 123
8.2 Die Stoffgruppe der Metalle in Böden 124
8.2.1 Das Beispiel der Leipziger Auenböden 126
8.3 Ergebnisse der Untersuchungen 134
8.3.1 Vertikalgradienten von Bodenacidität, organischer Bodensubstanz, An- und Kationen 134
8.3.2 Stoffeintrag durch Flutungssedimente 142
8.3.3 Ionenäquivalente 146
8.3.4 Säuren- und Basenneutralisationskapazität in Ober- und Unterboden der Profile 147

8.3.5 Metallbindungsformen in den Vertikalprofilen 157

8.4 Zusammenfassende Diskussion: Stoffdynamik in den Böden des Südlichen Leipziger Auenwaldes unter dem Einfluß von Waldbestand und anthropogen gesteuerten Renaturierungsmaßnahmen 166

9 Die Stoffgehalte der Auenböden und ihre Bedeutung 171

9.1 Einordnung der Ergebnisse als Grundlage für Boden- und Gewässerschutz in den Auen 171

9.2 Anwendungsbereiche der Ergebnisse 174

10 Zusammenfassung und Ausblick 176

Literatur 184

Anhang 192

Lebenslauf 214

Erklärung 217

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3.1:	Waldbestand und Waldboden	Seite 25
Abb. 5.1:	Bärlauchaspekt im Frühjahr im Südlichen Leipziger Auenwald	31
Abb. 5.2:	Spitzahorn und Feldahorn im Unterwuchs dominieren größere Flächen	32
Abb. 5.1.1:	Lage und Ausprägung der Flußauen der Weißen Elster, Pleiße im Stadtgebiet von Leipzig	33
Abb. 5.2.1:	pH-Wert-Abnahme des Niederschlages im Raum Leipzig seit 1990	35
Abb. 5.2.2:	Vergleichende Messungen zur H^+-Ionenkonzentration des Niederschlages unter Freiland und Bestand zeigen die Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad eines Bodens und dessen H^+-Ionen-Input	36
Abb. 5.2.3:	Jahreszeitabhäng. Verlauf der Immissionen säurebild. Gase und von Schwebstaub im Untersuchungsgebiet	38
Abb. 5.3.1:	Flächiges Verteilungsmuster der Zinkgehalte (mg/kg) von Leipziger Oberbodenhorizonten mit einer deutlich sichtbaren Anreicherung im Gebiet der Flußauen	39
Abb. 5.3.2:	Ausgewählte Gehalte königswasserlöslicher umweltrelevanter Schwermetalle in den Oberböden der Elster-Pleiße-Auen im Vergleich zu den städtischen Hintergrundwerten für Leipzig	40
Abb. 6.1.1:	Versauerungsrelevante sowie säurepuffernde Prozesse im Waldboden	41
Abb. 6.1.2:	Pufferbereiche, Puffersubstanzen und Pufferreaktionen im Boden - sie bestimmen den Säurestatus	43
Abb. 6.1.3:	Pufferbereiche, pH-Werte und Folgen für den Boden	43
Abb. 6.2.1:	Feuchte Stämme nach einem dauerhaften Niederschlagsereignis im Auenwald	48

Abb. 6.2.2: Erfassung des Stammabflusses in situ (Meßanordnung: UfZ Leipzig-Halle) 48

Abb. 6.2.3: Niederschlagsableitung bei Schirm- und Trichtertyp 49

Abb. 6.2.4: Die direkte Umgebung eines Baumstammes einer zentralen Buche 49

Abb. 6.3.1: Darstellung eines Meßstandortes in einem Nadelforst im Thüringer Buntsandsteingebiet bei Kahla 53

Abb. 6.3.2: Schematische Darstellung der Meßanordnung (Skizze) 54

Abb. 6.4.1: Lage der Meßstandorte des Untersuchungsprogramms im Südlichen Leipziger Auenwald 57

Abb. 6.4.2: Zwei Beispiele für die ausgewählten Untersuchungsstandorte im Auewald 58

Abb. 6.4.3: Baumartenverteilung der Standorte 01, 03, 05 und 06 58

Abb. 6.4.4: Häufigkeitsverteilung der Stammdurchmesser bei allen Untersuchungen im Gebiet des Südlichen Leipziger Auenwaldes 59

Abb. 6.5.1: Die Häufigkeitsverteilung von Oberboden-pH-Werten an den Standorten 01-07 im Südlichen Leipziger Auenwald für den Zeitraum Sommer 1996 bis Winter 1997 61

Abb. 6.5.2: Verschiebung der Häufigkeit bestimmter pH-Wertegruppen in Abhängigkeit vom Abstand zum Stamm 62

Abb. 6.5.3: Vergleich der Häufigkeiten von pH-Werte-Gruppen als Zeiger einer deutlichen jahreszeitlichen Variabilität im Oberboden des Südlichen Leipziger Auewaldes 62

Abb. 6.5.4: Schwankungsbreiten und Mittelwerte von Stoffkonzentrationen in den Stammabflüssen der Arten *Quercus r.* und *Fraxinus e.*innerhalb eines Jahresganges 63

Abb. 6.6.1: Stammnahe pH-Werte in ihrer jahreszeitlichen Abhängigkeit 65

Abb. 6.6.2: Vergleich der Häufigkeiten von pH-Werte-Gruppen im Oberboden als Zeiger einer deutlichen Abhängigkeit von der Baumart 66

Abb. 6.6.3: Vergleich der stammnahen pH-Werte der *Arten Acer, Quercus* und *Carpinus* im Südlichen Leipziger Auenwald 67

Abb. 6.7.1.1: Acidität der Stammabflüsse der Baumarten *Quercus r.* und *Fraxinus e.* im Jahresgang 1998 71

Abb. 6.7.2.1: Vegetationsfreie Bereiche um die Stämme großer Bäume 72

Abb. 6.7.3.1: Metallbindungsformen des Elementes Blei im Profil 01 73

Abb. 7.1.1: Vereinfachtes Prozeßschema zur Säureeinwirkung in Waldböden 76

Abb. 7.3.1.1: Schema der Probenpräparation für Böden für die laborativen Analysen des Meßprogrammes 81

Abb. 7.3.1.2: Methodenspektrum und Meßtechniken, welche innerhalb der Untersuchungen angewendet wurden 82

Abb. 7.3.2.1: Häufigkeitsverteilung der in-situ gemessenen Oberboden -pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald unter Berücksichtigung der Pufferbereichsgrenzen nach *Ulrich 1981* 83

Abb. 7.3.2.2: Körnung der Oberbodens in den Weiße Elster-Pleiße-Auen 84

Abb. 7.3.2.3: Häufigkeitsverteilung der in-situ gemessenen Oberboden-pH-Werte in stammnahem und stammfernen Bereich in den Pufferbereichsgrenzen nach *Ulrich* (1981) 85

Abb. 7.3.2.4: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an anorganischem Kohlenstoff an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes 86

Abb. 7.3.2.5: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an wasserlöslichem Calzium (Ca) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes 87

Abb. 7.3.2.6: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an wasserlöslichem Aluminium (Al) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auennwaldes 87

Abb. 7.3.2.7: Korrelation und zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an Sulfat (SO_4^{2-}) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auewaldes 88

Abb. 7.3.2.8: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an Nitrat (NO_3^-) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes 88

Abb. 7.3.2.9: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) an ausgewählten Standorten des Südl. Leipziger Auennwaldes 89

Abb. 7.3.2.10: Streudiagramme zu pH-Wert und Karbonatgehalt im Oberboden 89

Abb. 7.5.1.1: Versuchsaufbau zu Säuren- und Basenneutralisationskapazität der Böden im Südlichen Leipziger Auewald in Anlehnung an *Meiwes et al.* (1984) 98

Abb. 7.5.2.1: Veränderung der Oberboden-pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald nach Zugabe definierter Basenmengen ($Ca(OH)_2$ in mval/kg Boden; vgl. *Meiwes et al. 1984*) in Abhängigkeit von Stammabstand und Baumart 101

Abb. 7.5.2.2: Veränderung der Oberboden-pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald nach Zugabe definierter Säuremengen (H^+ in mval/kg Boden; vgl. Methodik BNC) in Abhängigkeit von Stammabstand und Baumart 102

Abb. 7.5.2.3: Schema zur potentiellen Veränderung von Elementgehalten im humosen Oberboden bei definierter Säuren bzw. Basenzugabe 103

Abb. 7.5.2.4: Verfügbare Elementgehalte im Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes bei definierter Säuren- und Basenzugabe und dem Referenzwert wasserlöslicher Gehalte im S4-Versuch (DIN 38 414 Teil 4) 103

Abb. 7.6.1: Gewinnung von Sickerwässern und Bodenlösung 106

Abb. 7.6.2.1: Parameter und Prozesse, die die Ionengahlte des Waldbodens und ihr Gleichgewicht in der Bodenlösung beeinflussen 108

Abb. 7.6.2.2: Kationenäquivalente potentieller Basenbildner (Ca, Mg, K, Na) und Kationensäuren (Mn, Fe) im Oberboden des Südlichen Auenwaldes in mmol(eq)/kg 110

Abb.7.6.2.3: Anionenäquivalente potentieller Säurenbildner (SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^-) im Oberboden des Südlichen Auenwaldes in mmol(eq)/kg 111

Abb. 7.7.1.1: Sequentielles Extraktionsverfahren n. *Zeien & Brümmer* (1989), modifiziert nach *Krüger & Schneider* (1994) 115

Abb. 7.7.2.1: Metallbindungsformen im humosen Oberboden im Revierort „Die Probstei" im Südlichen Leipziger Auenwald 116

Abb.7.7.2.2: Metallbindungsformen im humosen Oberboden im Revierort „Die Probstei" im Südlichen Leipziger Auenwald 117

Abb. 7.7.2.3: Vergleich der Metallbindungsformen im Oberboden: mobile Fraktion (I+II), an die organische Bodensubstanz gebundene Fraktion (IV) sowie säurelösliche Residualfraktion (VII) im Südlichen Leipziger Auenwald 118

Abb. 8.2.1.1: Die Lage des Renaturierungsgebietes an der Paußnitz im Südlichen Leipziger Auenwald 127

Abb. 8.2.1.2: Oberflächenflutung an der Paußnitz im Februar 1997 128

Abb. 8.2.1.3: Beginnender Frühjahrsaspekt nach der Flutung im März 1997 129

Abb. 8.2.1.4: Mögliche Veränderungen der Elementgehalte im künstlichen Flutungsgebiet an der Paußnitz durch die Renaturierungs-maßnahme initiierte Prozesse 129

Abb. 8.2.1.5: Methodenspektrum Erfassung der Stoffdynamik im Flutungsgebiet an der Paußnitz 130

Abb. 8.2.1.6: Profilaufbau und -beschreibung des Vegagleyes Profil 01 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz 131

Abb. 8.2.1.7: Profilaufbau und -beschreibung des Vegagleyes Profil 02 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz 131

Abb. 8.2.1.8: Profilaufbau und -beschreibung des Vegagleyes Profil 03 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz 132

Abb. 8.2.1.9: Profilaufbau und -beschreibung des Vegagleyes Profil 04 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz 132

Abb. 8.2.1.10: Rasterfläche zur Festlegung der Bohr- und Probenahmeprofile am Beispiel des überfluteten Bereiches an der Paußnitz 134

Abb. 8.3.1.1: Vertikalgradienten der pH-Werte in situ ermittelt in den Profilen 01 und 03 135

Abb. 8.3.1.2: Vertikalgradienten der Gehalte an gelöster organischer Substanz 136

Abb. 8.3.1.3: Vertikalgradienten der Gehalte an organischer Substanz 136

Abb. 8.3.1.4: Korngrößenverteilung im Profil 01 137

Abb. 8.3.1.5: Korngrößenverteilung im Profil 03 138

Abb. 8.3.1.6: Tongehalte der Vertikalprofile innerhalb und außerhalb des Überflutungsgebietes 138

Abb. 8.3.1.7: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Calcium 138

Abb. 8.3.1.7: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Magnesium 139

Abb. 8.3.1.7: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Aluminium, Mangan und Eisen 140

Abb. 8.3.1.10: Vergleich ausgewählter wasserlöslicher und säurelöslicher Metallgehalte in zwei Profilen innerhalb und außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz 141

Abb. 8.3.1.11: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Sulfat und Nitrat 142

Abb. 8.3.2.1: Körnung von Flutungssedimenten 143

Abb. 8.3.2.2: Frühjährliche Sedimentfracht in den Flußläufen (Südaue) 143

Abb. 8.3.2.3: Flutungssediment der Paußnitz (Frühjahr 1997) 144

Abb. 8.3.2.4: Metallgehalte im Paußnitzsediment 145

Abb. 8.3.2.5: Bindungsformen ausgewählter Metalle in Abhängigkeit von der Korngröße 145

Abb. 8.3.3.1: Vertikale Verteilung der nachweisbaren Kat- und Anionen in zwei Profilen innerhalb und außerhalb des Flutungsgebietes 147

Abb. 8.3.4.1: pH-Wert-Änderung im sauren (ANC) Milieu für ein Profil innerhalb (01) und außerhalb (03) des künstlichen Renaturierungsgebietes an der Paußnitz 148

Abb. 8.3.4.2: pH-Wert-Änderung im basischen (BNC) Milieu für ein Profil innerhalb (01) und außerhalb (03) des Renaturierungsgebietes 149

Abb. 8.3.4.3: Metallgehalte unter verschiedenen pedochemischen Milieus 154

Abb. 8.3.4.4: Mobilisierte Gehalte ausgewählter Metalle und Kationensäuren bei pH-Wert-Absenkung durch Säurezugabe im Batchversuch in zwei Vertikalprofilen innerhalb und außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz 155

Abb. 8.3.4.5: Mobilisierte Gehalte ausgewählter Metalle und Kationensäuren bei pH-Wert-Erhöhung durch Basenzugabe im Batchversuch in zwei Vertikalprofilen innerhalb und außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz 156

Abb. 8.3.5.1: Metallbindungsformen im Profil 01 157

Abb. 8.3.5.2: Metallbindungsformen im Profil 03 außerhalb des Renaturierungsgebietes 158

Abb. 8.3.5.3: Metallbindungsformen in % in Humus-, aM-, Oxidations- und grundwasserbeeinflußtem Gor-Horizont im Auenlehmprofil 01 im künstlichen Überflutungsgebiet an der Paußnitz 159

Abb. 8.3.5.4: Metallbindungsformen in % in Humus-, aM-, frühjahrsnassen Oxidations/Reduktions und grundwasserbeeinflußtem Gor-Horizont im Auenlehmprofil 03 außerhalb des künstlichen Überflutungsgebietes an der Paußnitz 160

Abb. 8.3.5.5: Vergleichende Betrachtung der mobilen, organisch gebundenen Anteile in 10, 30, 60 und 100cm Bodentiefe des Auenlehmprofils 01 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz 161

Abb. 8.3.5.6: Vergleichende Betrachtung der mobilen, organisch und residual gebundenen Anteile in 10, 30, 60 und 100cm Bodentiefe des Auenlehmprofils 03 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz 162

Abb. 8.3.5.7: Veränderung der Bindungsformen im humosen Oberboden des Profils 01 im künstlichen Flutungsgebiet an der Paußnitz bei verstärktem Säureeintrag 163

Abb. 8.3.5.8: Veränderung der Bindungsformen im lehmigen aMGo-Horizont des Profils 01 im künstlichen Flutungsgebiet bei verstärktem Säureeintrag 164

Abb. 8.3.5.9: Veränderung der Bindungsformen im humosen Ah-Horizont des Profils 03 außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes verstärktem Säureeintrag 165

Abb. 8.3.5.10: Veränderung der Bindungsformen im lehmigen aMGo-Horizont des Profils 03 außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz bei verstärktem Säureeintrag 165

Abb. 9.1.1: Vergleich der im Oberboden (B1-B363) akkumulierten Schwermetalle mit Orientierungswerten nach *LAGA 1994* (Z0-Z2) und Freistaat Sachsen (P = Prüfwert) 173

Abb. 9.2.1: Raum-Zeitgefüge der Untersuchungen 175

Abb. 10.1: Vereinfachte schematische Darstellung der Stoffkreisläufe im Waldökosystem 180

Tabellenverzeichnis

Tab. 5.1:	Prozentuale Baumartenzusammensetzung der Leipziger Auenwälder	Seite 32
Tab. 5.2.1:	Daten zur Immissionssituation und ihrer Entwicklung im Raum Leipzig	37
Tab. 5.2.2:	Mittelwerte (gewichtet) der Konzentration im Niederschlag in mg/l für die Region Leipzig in den letzten Jahren	38
Tab. 5.3.1:	Jahresmittelwerte für die Gehalte an ausgewählten Schwermetallen im Schwebstaub für die Region Leipzig in ng/m^{-3}	39
Tab. 6.3.1:	Vergleich der in-situ-Meßwerte mit Laborsuspensionen	54
Tab. 6.5.1:	Durchschnittliche Gehalte an H^+-Ionen, Sulfat, Nitrat und Chlorid von Stammabflüssen der Arten *Quercus* und *Fraxinus* am Standort 02 im Südlichen Leipziger Auewald	60
Tab. 6.5.2:	Vergleich der Gehalte an DOC in Freiland-, Bestandsniederschlag und Stammabfluß sowie nach Perkolation durch die organische Bodenauflage im Südlichen Leipziger Auenwald mit Literaturdaten	60
Tab. 6.6.1:	Bestandsabhängige pH-Werte der Oberbodenhorizonte eines Fichtenwaldes in Ostthüringen, Buntsandsteingebiet südöstlich Kahla	67
Tab. 6.6.2:	Bestandsabhängige pH-Werte eines Laubmischwaldes auf Muschelkalk westlich von Kahla, Ostthüringen	68
Tab. 6.6.3:	Bestandsabhängige Oberboden-pH-Wert-Aufnahme im Südlichen Leipziger Auewald: Buchen-Eichen-Eschen-Laubwald	69

Tab. 6.7.1.1: Relevante Gehalte an C und N für die Stammabflüsse der Auenwaldarten *Quercus* and *Fraxinus* im Südlichen Leipziger Auenwald (mg/l) 70

Tab. 6.7.3.1: Wichtige Eigenschaften von Kolloiden im Boden in Bezug auf ihre Bindungskapazität 74

Tab. 7.4.2.1: Effektive Austauschkapazität und Basensättigung verschiedener Oberbodenbereiche des Südlichen Leipziger Auenwaldes in Abhängigkeit vom Stammabstand 92

Tab. 7.5.2.1: Veränderung von Elementgehalten im Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes in Abhängigkeit vom pH-Wert 104

Tab. 7.6.1: Ionenäquivalente in mmol/l bzw. mmol/kg verschiedener Ökosystemparameter im Wald im Vergleich - Beispiel Südlicher Leipziger Auenwald 107

Tab. 7.6.2.1: Bilanzierung der Ionengehalte an Kat- und Anionen (Basen- und Säurebildner) in Form von Ionenäquivalenten 109

Tab. 7.7.1: Bindungstärke von umweltrelevanten Metallen bei normalen Gehalten in luftreichen Böden in Abhängigkeit von pH-Wert und Bodenmatrix 113

Tab. 8.2.1.1: Chemisches Profil des Flutungswassers der Paußnitz über ein hydrologisches Jahr 133

Tab. 8.2.1.2: Charakteristische Profilmerkmale für Flächen des Flutungsgebietes und außerhalb 133

Tab. 8.3.4.1: Veränderung von Elementgehalten in zwei Profilen innerhalb (Profil 01) und außerhalb (Profil 03) des künstlichen Überflutungsgebietes an der Paußnitz (Südlicher Leipziger Auenwald) in Abhängigkeit vom pH-Wert 152

Tab. 8.3.4.2: Veränderung von Elementgehalten in zwei Profilen innerhalb (Profil 01) und außerhalb (Profil 03) des künstlichen Überflutungsgebietes an der Paußnitz (Südlicher Leipziger Auenwald) in Abhängigkeit vom pH-Wert 153

Tab. 9.1.1: Zusammenstellung der im Freistaat Sachsen angewendeten Prüf- und Maßnahmenwerte (Kategorie: Park- und Freizeitflächen in der Stadt) nach *LAGA 1994* 171

Tab. 9.1.2: Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden 172

Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atomabsporptionsspektrometrie
aqua dest.	einfach destilliertes Wasser
ANC	Acid Neutralisation Capacity (Säureneutralisationskapazität)
BNC	Base Neutralisation Capacity (Basenneutralisationskapazität)
BMELF	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
BZE	Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald
$CaCl_2$	Calciumchlorid
$Ca(OH)_2$	Calciumhydroxid
Corg.	organischer Kohlenstoff
C18	Kartuschen der Firma Baker zur Elution von Huminsäuren
DBF	Forstliche Dauerbeobachtungsflächen
DIN	Deutsche Industrienorm
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DOM	dissoved organic matter (gelöste organische Substanz)
EDTA	Editinsäure $(CH_2\text{-}COOH)_2N\text{-}C_2H_4\text{-}N(CH_2COOH)_2$
el.Lf	elektrische Leitfähigkeit
FA	Fulvinsäure
HA	Huminsäure
HS	Huminstoffe
IC	Ionenchromatographie
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung (4. Auflage)
KAK	Kationenaustauschkapazität
KAKeff	effektive Kationenaustauschkapazität
KCl	Kaliumchlorid
KOH	Kalilauge
LAF	Sächische Landesanstalt für Forsten
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LSG	Landschaftsschutzgebiet
mmol(eq)	Mengenangabe für Ionenäquivalente
NaOH	Natronlauge
NSG	Naturschutzgebiet

OBS	organische Bodensubstanz
pH	pH-Wert (-log [H^+])
RP-HPLC	Reversed Phase High Performance Liquid Chromatography
SM	Schwermetall(e)
SML	Sächisches Ministerium für Landesentwicklung
SOM	Organische Bodensubstanz (Soil Organic Matter)
S4	Elution von Böden, Sedimenten mit aqua dest. (DIN 38 414, Teil 4)
S7	Totalaufschluß von Böden, Sedimenten mit Säure (DIN 38 414, Teil 7)
TA	Technische Anleitung
WSE	Waldschadenserhebung

1 Einführung

In der vorliegenden Arbeit wird ein geowissenschaftliches Thema behandelt, welches den Boden als Landschafts- und Ökosystemkompartiment in den Mittelpunkt der Betrachtungen stellt, gleichzeitig aber auch Wechselwirkungen mit anderen Komponenten eines Geoökosystems, vor allem dem Waldbestand und der atmosphärischen Immissionssituation in einem industriellen Verdichtungsraum, untersucht.

Als ein Geoökosystem soll in diesem Zusammenhang als ein dynamisches, komplexes, in sich geschlossenes und nach außen offenes Ökosystem verstanden werden, welches alle Komponenten der Geosphäre, d.h. die Atmosphäre, die Lithosphäre, die Pedosphäre, die Biosphäre, die Hydrosphäre und die Anthroposhäre (technische und gesellschaftliche Faktoren) in ihren stofflichen (Haushaltsgedanke) und energetischen, funktionalen sowie räumlichen Zusammenhängen und Wechselbeziehungen als eine Art Wirkungsgefüge erfaßt.

Der Boden als integrierendes und vermittelndes Kompartiment im Geoökosystem nimmt eine zentrale Rolle bei der Erkennung, Bestimmung und Bewertung von Umweltzuständen - der Geoökosystemanalyse - ein, sowie auch bei der Beschreibung und anschließenden Bewertung von Umweltbeeinträchtigungen. Dabei kann er von den unterschiedlichsten Vegetationsformen bedeckt sein. Die für das heutige Mitteleuropa typische Flächennutzung ist wohl der Akkerbau, für das frühholozäne Mitteleuropa waren es ausgedehnte natürliche Wälder verschiedenster Zusammensetzung.

Von diesen ist in Deutschland noch durchschnittlich ein Drittel vorhanden (*BMELF 1997*). Sie spielen im Landschaftshaushalt von Regionen und anderen Raumeinheiten, deren ökologischer Funktionsfähigkeit (*Muhar 1996*) sowie im landschaftsästhetischen Sinne eine wesentliche Rolle. Allerdings wird vor allem anhand der Entwicklung des abiotischen Standortfaktors Klima deutlich, daß die Standortbedingungen für Wald und dessen Böden einer ständigen Veränderung unterworfen sind (*Beese 1997; Kopp 1998*).

Waldökosysteme stellen, erst einmal unabhängig, um welche Waldform es sich handelt, sehr komplizierte und artenreiche Formen von Geoökosystemen dar, in welchen differenzierte und feinstrukturierte Wechselbeziehungen zwischen Organismen und ihrer abiotischen Umwelt auftreten. Daher müssen Wälder und Waldböden als äußerst dynamische Systeme behandelt werden, deren Zustandserfassung in Form von Zeitreihen bestimmter Indikatoren (*Beese 1997*) bzw. Parametern (u.a. Level I und II-Programm - Bundesweite Bodenzustandserhebung

Wald und Dauerbeobachtungsflächen, *BMELF 1997; LAF 1996*; Waldschadenserhebung WSE) möglich ist.

Infolge von Industrie-, Verkehrs- und Siedlungsentwicklung kam es vor allem in den letzten 150 Jahren zu einer Beeinträchtigung der verbliebenen Waldökosysteme Mitteleuropas infolge von großflächigen und punktförmigen Stoffeinträgen aus der Atmosphäre und durch fluvialen Schadstofftransport in den Einzugsgebieten der Flüsse. Dabei sind in erster Linie für atmogen gebundene Stoffeinträge besonders exponierte Lagen für einen Input dieser anfällig, so die Luvlagen im Mittelgebirgsbereich und auch tief im umgebenden Relief liegende Landschaftsabschnitte. Ein solches Beispiel sind die Flußauen der Weißen Elster nud Pleiße im Bereich der Leipziger Tieflandsbucht. Die hier vorkommenden Hartholzauenwälder stellen in ihrer Art und durch ihren Waldreichtum bedingt ein in Mitteleuropas nahezu einzigartiges, naturnahes Ökosystem dar und sind infolge anthropogener Eingriffe in ihrer natürlichen Funktionsfähigkeit *(Muhar 1996)* beeinträchtigt.

In der vorliegenden Arbeit wird anhand des Säurestatus und der Pufferkapazität der Auenböden gegenüber Umwelteinflüssen die „Vermittlerfunktion" des Bodens in stadtnahen Waldökosystememem einerseits und die spezifischen Wirkungsmuster des Waldbestandes auf ökosysteminterne Puffermechanismen andererseits exemplarisch dargestellt.

2 Problemstellung

Besonders im 20. Jahrhundert vollzogen und vollziehen sich im Bereich der Leipziger Flußauen und ihrer Wälder tiefgreifende, anthropogen gesteuerte Landschaftsveränderungen. Bereits im 19. Jahrhundert wurde die Nutzungsform des Mittelwaldes aufgegeben und infolge der (verstärkt seit dem Beginn dieses Jahrhunderts) vorgenommenen Flußlaufbegradigungen (Nivellierung von Altwässern) und Hochwasserschutzmaßnahmen (Eindeichung, Aufschüttungen etc.; *Richter 1964; Arnold 1964*) sowie dem Braunkohlentagbau im Südraum von Leipzig kam es zur Austrocknung von großen Auwaldarealen.

Seit dem Beginn der 90er Jahre kommt noch eine weitere Veränderung hinzu. Infolge des Rückgangs basisch wirkender Immissionen (v.a. Ca, Mg) der Braunkohlenflugaschen aus den umgegebenden Kraftwerken sowie säurebildenden Immissionen aus Industrie, Hausbrand und in zunehmendem Maße Verkehr (v.a. NO_x, SO_2) kommt es in den Waldökosystemen der Leipziger Flußauen nicht länger zu einer künstlichen Basenzufuhr. Die Gehalte an Schweb-

staub in der Luft nahmen seit einigen Jahren auffällig ab (*LfUG:* Jahresberichte zur Immissionssituation 1995-97), zeitlich nicht korrelat mit dem Rückgang der atmosphärischen Sulfatgehalte. Veränderungen im Säurestatus v.a. der Niederschläge und daraus folgend der Böden sind anzunehmen.

Ziel der Untersuchungen des Dissertationsvorhabens ist es daher, den Prozeß der Säureeinwirkung über die Niederschläge in den Waldökosystemen, v.a. ihren Böden, quantitativ und qualitativ nachzuvollziehen, eine eventuelle räumliche Differenzierung der Boden-pH-Werte in Abhängigkeit vom Waldbestand zu ermitteln sowie in diesem Zusammenhang die Wirkung der Niederschläge auf die Pufferkapazität der Waldböden zu erfassen und zu bewerten. Nur so können systeminterne Stoffumsätze erkannt und quantifiziert werden, welche u.a. zur Gefährdung der Wälder, Böden und des Grundwassers im Verdichtungsraum Leipzig beitragen können.

Da es sich bei dem ausgewählten Untersuchungsgebiet um eine Waldfläche handelt, spielen Parameter der Bestockungart, Bestockungsdichte, des Bedeckungsgrades und der Niederschlagsableitung eine besondere Rolle. Die Untersuchungen verbinden daher waldökologische (u.a. *Otto 1994, Kopp 1998*) sowie bodenchemische Arbeitsweisen (*u.a. Ulrich 1979-1995; Rehfuess 1994; Alloway & Ayres 1994; Meiwes et al. 1984; Brümmer et al. 1986*) und Methoden miteinander.

Die Wirkungsmechanismen von Säuren und Säurebildnern auf Auenböden unter Waldbestokkung im mitteldeutschen Raum nach standörtlich-räumlichen Kriterien sind bisher, nach Ansicht der Autorin, wenig untersucht worden. Daher gehört es des weiteren zu den Zielen der Arbeit, eine geeignete Methode zur Erfassung des Säureeinwirkungsprozesses in die Waldböden zu finden, welche sich an Bestockungs- und an geologisch-pedologischen Parametern orientiert. Da der Eintrag von Säuren und eine folgende Mobilisierung akkumulierter Schadstoffe zur Destabilisierung eines Waldökosystems führen kann, sind geoökosystemanalytische Untersuchungen und die Anwendung ihrer Ergebnisse, mit denen Aussagen zur tatsächlichen Gefährdung von Boden, Vegetation und Grundwasser ermöglicht werden, von essentieller praktischer Bedeutung für die Auen als Natur-, Erholungs- und Lebensraum.

3 Stand der Forschung

Daß dem Boden als „Vermittler" zwischen Ausgangsgestein, Grundwasser, Vegetation und Atmosphäre eine essentielle Rolle in jedem Geoökosystem zukommt, ist allgemein bekannt. Diese Funktion des Bodens ist neben seinen eigenen physikalischen und chemischen Eigenschaften abhängig von seiner Bedeckung bzw. der natürlichen Vegetation (standortwirksame Faktoren nach *Kopp 1998*). So unterscheiden sich Waldböden in ihrer Funktionsweise erheblich von z.B. Ackerböden oder Gebirgsböden, die anderen natürlichen oder anthropogenen Anforderungen genügen müssen (Abb. 3.1).

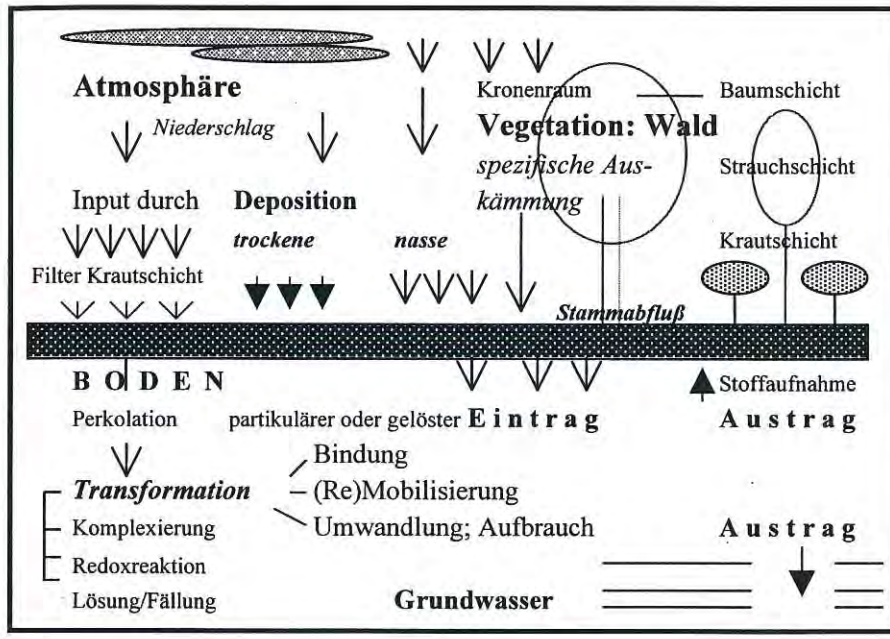


Abb. 3.1: „Standort" Geoökosystem - Waldbestand und Waldboden (in Anlehnung an *Huwe 1997* und *LAF 1996*; verändert und ergänzt)

Waldböden stellen den Untergrund für den Waldbestand dar und bilden somit gewissenmaßen die Basis des Waldökosystems. Gleichzeitig dienen sie als ein wesentlicher Nährstofflieferant, als Wasserspeicher und Lebensraum für Klein- und Mikroorganismen. Der Aufbau eines Waldbodens ist abhängig von den pedologisch-geologischen Eigenschaften, seiner Lage im Relief, dem Meso- und Mikroklima und in ganz besonderem Maße auch vom Waldbestand selbst. So spielt die Art der Streu eine wesentliche Rolle für das biogeochemische Reaktionsmilieu des Waldbodens, insbesondere ihre spezifische Zersetzungs- bzw. Mineralisierungsra-

te. Aus dem Bestand eines Waldes und Kenntnis der mineralogisch-geologischen sowie petrographischen Grundkonstellation ist häufig auch ersichtlich, welche Bodeneigenschaften man im Untergrund erwarten kann.

Die große Heterogenität von Auenböden bzw. Auwaldböden ist mit der Entstehung und Entwicklung von Flußauensedimenten zu erklären. Verschiedenste Sedimentationszyklen durchlaufend, stellen Auwaldböden häufig zeitabhängige Stadien einer Bodenentwicklung dar, welche in Abhängigkeit vom wechselhaften Hydroregime ständigen, relativ kurzfristigen Änderungen unterworfen sein können (u.a. *Richter 1964, 1995*).

Neben den pedogeologischen Eigenschaften der Waldböden wird auch der Zusammensetzung der Waldassoziationen sowie typischen Wachstumsbedingungen in bundesweiten Programmen große Aufmerksamkeit gewidmet. An dieser Stelle sei auf die Level-I- und Level-II-Programme der Europäischen Union verwiesen, welche innerhalb der Untersuchungen „Bundesweite Bodenzustanderhebung Wald (BZE)" und „Forstliche Dauerbeobachtungsflächen (DBF) zur Umweltkontrolle im Wald" seit 1993/94 in Sachsen durchgeführt werden (*BMELF 1997; LAF 1996*).

Für die Leipziger Auenwälder ist im Zusammhang damit festzustellen, daß derartige Untersuchungen und Testflächen noch fehlen. Darüber hinaus muß angemerkt werden, daß gerade beim Programm der BZE dem Zusammenspiel der Geoökosystemkompartimenten Waldboden und Waldbestand, insbesondere dem Stammabfluß, wenig Aufmerksamkeit gewidmet wird, da die Aufnahme von Waldböden nach der Deutschen Bodenzustandserhebung Wald eher eine Profilaufnahme und -beschreibung darstellt und relativ bestandsunabhängig ist (vgl. Darstellung *LAF 1996, S. 30*). Für die Leipziger Auenwälder stehen sehr differenzierten Untersuchungen zur Waldbestockung und ihrer Veränderung über Jahrhunderte hinweg *(u.a. Gutte & Sickert 1998, Müller 1995, Müller & Zäumer 1992 etc.)* nur grobgegliederte Bodenklassifikationen (-untersuchungen; u.a. *Stoye 1992*) der Leipziger Auenböden gegenüber.

Als wesentlich für ein Waldökosystem wurde in zahlreichen Untersuchungen auch der Einfluß des Zustandes der Atmosphäre (Emissionen, Immissionsituation, Deposition) erkannt (u.a. Untersuchungen von *Meiwes et al. 1984; BMELF 1994 und 1997; LAF 1996; Matschullat et al. 1997; Cornelius et al. 1997; Johnson et al. 1985; Papke & Krahl-Urban 1984*; *Brechtel 1989; Bredemeier & Ulrich 1989; Büttner 1997; Hildebrand & Wilpert 1993; Schulze et al. 1987*). Infolge der Veränderung von Emissionsraten sind auch die atmosphärischen Stoffgehalte einer zeitlichen Variabilität unterworfen, neben der Klima- und Witterungsabhängigkeit, welche aber als relativ stabile Größe mit bekanntem Jahresgang betrachtet werden kann

(Wetterlagen, Windrichtung, Jahresniederschlagssumme etc.). So stellten *Hedin* und *Likens* (1997) fest, daß die Versauerung von Niederschlägen neben dem Ausstoß von Säurebildnern auch auf den Verlust der alkalischen Partikelfracht in der Luft zurückzuführen sein könnte. Bezieht man diese Aussage auf das Untersuchunsgebiet der Leipziger Flußauen und ihrer Wälder, so kann man eine derartige Tendenz feststellen, zumal es sich um ein Gebiet handelt, welches in den letzten Jahrzehnten einem extrem hohen Schwebstoffinput (1985: Schwebstaubemission im Gebiet von Leipzig: 30 334 t/a und 210,7 t/km^2 Emissionsdichte; *Haase 1996a,b/97*) unterlag. Über diesen Wirkungszusammenhang innerhalb der Versauerungsproblematik von Wäldern und Waldböden gilt es, weitere Untersuchungen durchzuführen.

Hinsichtlich der Belastbarkeit von Waldökosystemen wurde ein Konzept der „critical loads" (*Nielsson 1986; Conradt et al. 1998*) für die atmosphärische Deposition in Wäldern von *Beese* (1992) und *WBGU* (1994) erweitert. Es stellt u.a. kritische Konzentrationen (Säure-Inputs oder Stickstoff) als Eingriffe in den Landschaftshaushalt, welche auf eine bestimmte Fläche wirken, in den Mittelpunkt. Die Pufferkapazität und die Raten freigesetzter Metalle wie [Al] und [Fe] dienen zur Ermittlung der „Belastbarkeit" des Waldbodens.

Zu dieser Thematik beschreibt *Beese* (1997) das Konzept der multifunktionellen Waldnutzung, in welcher die Nachhaltigkeit als Leitbild für die Waldentwicklung an erster Stelle steht. Zu den Hauptnutzungsfunktionen werden u.a. die Regelungsfunktion und Sozialfunktion des Waldes genannt. Für die Regelungsfunktion spielen die Waldböden eine wesentliche Rolle als Regulatoren der in ihnen zusammenlaufenden Stoffflüsse der anderen Ökosystemkompartimente. Es ist bekannt, daß die Aufnahme der Böden im Wald zwar Indikatorfunktion für bestimmte pedogene Prozesse (Bodenentwicklung, Bodenbildungsfaktoren u.a.) besitzt, nach neueren Erkenntnissen der bodenökologischen Forschung aber nicht mehr die aktuellen pedochemischen Milieubedingungen widergibt (*Beese 1997*). Für das Leitbild „nachhaltige Auenwaldböden" als Ziel des Bodenschutzes im Bereich der Flußauen ist u.a. die Untersuchung folgender thematischer Schwerpunkte unerläßlich:

- die Stoffgehalte im Auenökosystem, v.a. in dessen Böden, Waldbestand, Sedimenten und Gewässern zu ermitteln, Abhängigkeiten zu erfassen,
- den pedochemischen Zustand der Böden zu erfassen und dieselben auf ihre Pufferfunktion zu prüfen und
- den Input an toxischen Stoffen zu qualifizieren, zu quantifizieren und die Prozessauslöser einer Remobilisierung akkumulierter Schadstoffe zu erfassen.

Nur so können die Wälder und ihre Böden die an sie gestellten Anforderungen erfüllen und ökologisch funktionsfähig sein. Die vorgelegte Arbeit will einen Beitrag dazu leisten.

4 Zielstellungen und Arbeitsschwerpunkte

Ausgehend vom Stand der Forschung im Themenbereich wurden verschiedene Arbeitsschwerpunkte festgelegt und ihnen Thesen vorangestellt. Ziel der Dissertation ist es, die Thesen zu verifizieren bzw. falsifizieren und damit einen Beitrag zur Auen- und Waldbodenforschung zu leisten.

Thesen:

1. Aufgrund der Immissionssituation der Region Leipzig seit 1990 müssen durch den verminderten Staubgehalt in der Atmosphäre ein Rückgang der bis dahin künstlichen Aufbasung in Niederschlag, Boden und Gewässern der Leipziger Flußauen Veränderungen im Säurestatus dieser Ökosystemkompartimente stattgefunden haben.
2. Da in Laubwäldern der Trichtertyp der Baumkrone (*Otto 1994*) vornehmlich auftritt und dessen Niederschlagsableitung sich in einem Maximum am Stamm ausdrückt, muß von ihnen als Leitbahnen des Protonen-Inputs in die Böden ausgegangen werden.
3. Der Waldbestand und in Laubwäldern, insbesondere die Stammabflüsse, tragen somit spezifisch zu Stoffbestand und -gehalt der umgebenden Böden bei.
4. Kronenraum und Stamm stellen darüber hinaus Orte spezifischer Stoffanreicherung und -neubildung dar, welche in die Böden gelangen. Es wird vermutet, daß organische Säuren über den Bestand in den Auenboden eingetragen werden und somit zum Säureinpiut in die Böden beitragen.
5. Durch die stammgebundene, vertikale Niederschlagsableitung im Bestand und somit auch „Säureeinwirkung" über den Bestand in die Böden müssen sich bestandsabhängige, räumliche Differenzierungen der Acidität der Waldböden in den Leipziger Auen feststellen lassen.
6. Wenn es durch den Waldbestand zu einer räumlichen Differenzierung des Säurestatus in den Böden kommt, so ist diese ein Schlüssel für das Verständnis für Säureeinwirkungsprozesse im Wald.

7. Veränderungen der Bodenacidität führen zur Änderung pH-Wert-abhängiger Sorptionsverhältnisse in gesättigter und ungesättigter Bodenzone. Erhöhte Deposition von (an)organischen Säuren in die Böden wirken sich negativ auf ihr elementspezifisches Rückhaltevermögen für kolloidgebundene Schadstoffe aus.

8. Aus diesem Grund werden das Säuren- und Basenneutralisationsvermögen (ANC/BNC) als komplexe Parameter betrachtet, die das Reaktionsmilieu und die Pufferfunktion der Auenböden beschreiben. Als geochemische, komplexe Größen sind ANC und BNC in der Lage, die Reaktionsmechanismen im Ökosystem widerzuspiegeln und wesentliche Aussagen über Mobilisierungs- bzw. Immobilisierungs-tendenzen zu geben.

9. Durch die aktuelle Pufferleisteung der Böden sorbierte Stoffgehalte werden durch saure oder alkalische Deposition (re)aktiviert und zur Migration „angeregt".

10. Da die Auenböden in ihren obersten Horizonten ständig eine Anreicherung von organischer Bodensubstanz erfahren, wird erwartet, daß diese sich als elementspezifischer Träger im Boden verhält, dessen Rückhaltefähigkeit für Schadstoffe ebenfalls vom Säurestatus des Bodens wesentlich beeinflußt wird.

11. Der Auenboden speichert die Nährstoffe für das Waldökosystem. Darüber hinaus ist er auch eine Senke für atmogene und fluvial akkumulierte Schadstoffe (z.B. Schwermetalle). Infolge von Veränderungen des pedochemischen Reaktionsmilieus kann es zu einer Verarmung an Ca, Mg, K und Na sowie zu einer Freisetzung toxischer Elemente im Boden kommen. Er wird zur Stoff-Quelle. Um diese Frage zu klären wurde ein Modell entworfen:

- Ist-Zustand: gekennzeichnet durch die Extraktion des Anteils der wassereluierbaren Metalle bei der beginnenden Mobilisierung,
- Worse case im alkalischen Milieu: Ermittlung des Basenneutralisationsvermögens (BNC) nach *Meiwes et al. (1984)* zur Simulation von Basenzufuhr,
- Worse case im sauren Milieu: Ermittlung des Säureneutralisationsvermögens (ANC) nach *Haase (1998)* zur Simulation der Pufferung und Folgen saurer Depositionen.

12. Renaturierungsmaßnahmen in Form von Oberflächenflutung mit Flußwasser führen zu Sedimentation und zusätzlichem Stoffeintrag sowie einer (Re)Mobilisierung des vorhandenen Stoffpools. Dabei wird angenommen, daß in erster Linie die Gehalte leicht mobilisierbarer Schadstoffe erhöht werden.

5 Wahl des Untersuchungsgebietes

Als Untersuchungsgebiet für die Fragestellungen der Dissertation wurden die Waldökosysteme der Südlichen Leipziger Auen (der Flüsse Weiße Elster und Pleiße) ausgewählt. Sie zeichnen sich durch eine hohe Diversität an Arten in Flora und Fauna aus und besitzen zudem ein Hydroregime mit starken jahreszeitlichen Schwankungen, was die „Saisonalität" als ein Schwerpunkt der Untersuchungen zu Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden möglich macht.

Im Gebiet der heutigen Großstadt Leipzig in der gleichnamigen Leipziger Tieflandsbucht vereinen sich die Flußauen der Weißen Elster, der Pleiße, Luppe und der Parthe. Durch die frühe Besiedlung der Lößgebiete südlich von Leipzig seit ca. 6000 v.Cr., die damit verbundene Rodung der dortigen Wälder und eine beginnende ackerbauliche Nutzung entstand durch Erosion mit korrelater Sedimentation (2 Phasen: Bronze-/Eisenzeit und Mittelalter, Mühlgrabensiedlung, vgl. *Jäger 1962*) im heutigen Auengebiet über pleistozänen und holozänen Schottern (elsterzeitlich-holozän) der bis zu 4 Meter mächtige rötlich-brauner Auelehm (tonig-schluffiges Sediment). *Fuhrmann* (1999) dagegen führt die Zyklen der Auenlehmbildung ausschließlich auf klimatische Ungunstperioden (Niederschlags- und Temperatursenkung) ohne menschliche Beeinflussung zurück. Bis Mitte der 30er Jahre erfolgte dieser Prozeß relativ kontinuierlich, besonders hohe Akkumulationsraten erfolgten während mehrerer Rodungsperioden des Mittelalters (*Gutte 1994*). Auf dem lehmigen Sediment entwickelte sich u.a. eine überaus artenreiche Hartholzaue mit Eiche, Ulme, Hainbuche, Ahorn und schließlich Esche, welche auch von der Forstwirtschaft gefördert wurde. Durch die jährliche Flutung und Sedimentation in der Aue als Ausdruck ihres natürlichen Hydroregimes, entstanden flache natürliche Dämme zu beiden Seiten der Flüsse. Gegenüber dem Erosionsniveau der Flußläufe wurde das Niveau der Erdoberfläche ständig erhöht und der Abstand zwischen Erdoberfläche und Grundwasserspiegel vergrößerte sich. Erst diese Form der Herausbildung trockenerer Standortbedingungen machte die Entwicklung einer so artenreichen Hartholzaue über das Stadium der Weichholzaue hinweg möglich. Der Elster-Pleiße-Auwald (*Querco-Ulmetum*), zu welchem auch die Südliche Leipziger Aue und damit der Untersuchungsraum gehört, erhält pflanzengeographisch noch den Zusatz *allietosum* für den dort faziesbildenden *Allium ursinum* (Bärlauch).

Die obere und untere Baumschicht bilden neben der Stieleiche und der Hainbuche u.a. Spitz- und Feldahorn, Bergahorn, Eschen, Ulmen und Rotbuchen. Bekannt ist der Leipziger Aue-

wald auch durch seinen „Frühjahrsaspekt" mit Geophyten wie Märzenbecher und Schneeglöckchen. Pflanzenarten, die im Land Sachsen auf der Roten Liste vom Aussterben bedrohter Arten höherer Pflanzen stehen, wie beispielweise der Märzenbecher (*Leucojum vernum*), kommen hier z.T. noch in Kolonien vor.

Im Bereich der Stadt Leipzig ist das natürliche Hochwasserregime der Flußauen im Frühjahr durch Begradigung und Verbauung, im Südraum Leipzigs noch zusätzlich durch die großflächigen Braunkohletagebaue negativ beeinflußt und in seiner natürlichen Funktion stark eingeschränkt. Viele Altarme sind bereits trocken gefallen (z.B. Hundewasser, Alte Luppe, alte Elster, Paußnitztümpel), Mäander liegen vom aktiven Fluß weit entfernt und sind z.T. ausgetrocknet. Das großflächige Austrocknen vieler Auwaldareale zieht eine Veränderung der Auwaldbestände nach sich. Nach *Gutte & Sickert* (1998) entwickelt sich der Stieleichen-Feldulmen-Auenwald allmählich zu einem feuchten Stieleichen-Hainbuchen-Wald. Wesentliche Verluste der bis dahin mit dominierenden Feldulme (20%; vgl. Tab. 5.1) waren durch das v.a. in den 60er Jahren auftretende Ulmensterben bedingt. Zugleich ist in den letzten Jahrzehnten eine Zunahme des Ahorn (Feld- und v.a. Spitzahorn) in der oberen, v.a. aber unteren Baumschicht und Strauchschicht zu vermerken. Auch an feuchteren Standorten zeigt sich diese Tendenz. Solche nährstoffliebenden Arten drängen ökologisch sehr wertvolle Arten wie Stieleiche oder Ulme zurück und würden bei weiterer Entwicklung eine an Eschen und Ahorn reiche Waldassoziation entstehen lassen (*Gutte & Sickert 1998*).

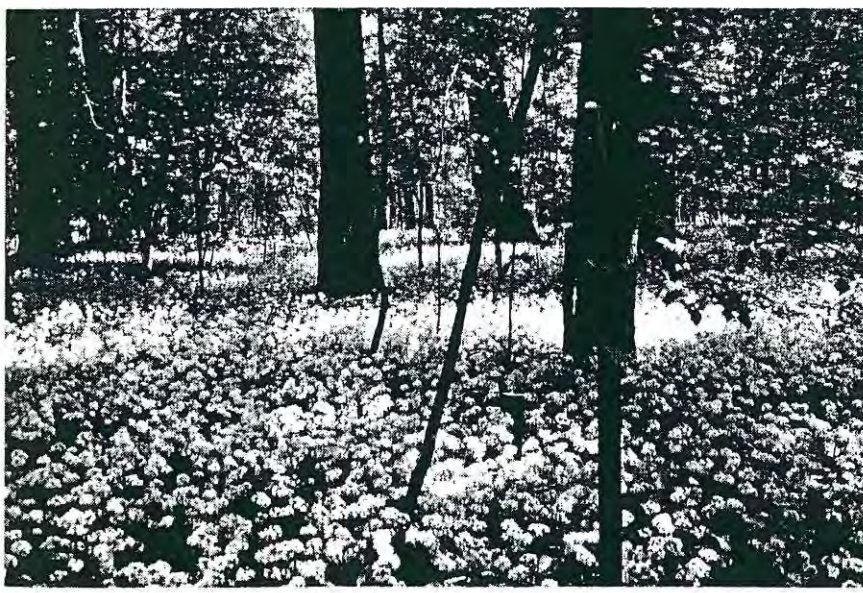


Abb. 5.1: Bärlauchaspekt im Frühjahr im Südlichen Leipziger Auenwald



Abb. 5.2: Spitzahorn und Feldahorn im Unterwuchs dominieren größere Flächen

Baumart	1870	1907	1998 (*Gutte/Sickert 98*)	1994 (*Klimo et al. 96*)	pH[1]
Stieleiche	60,0	21,9	22,0	25,78	5-6
Feldulme	20,0	15,2	-	-	6-7,5
Hainbuche	13,0	7,7	6,0	6,2	6-8
Pappeln	5,0	3,0	-	-	-
Ahorn	0,4	10,8	19,0	21,14	6-8
Esche	0,3	33,3	35,0	49,17	6-7,5
Winterlinde	-	-	3,0	3,33	-

[1] bedeutet: pH-Optimum

Tab. 5.1: Prozentuale Baumartenzusammensetzung der Leipziger Auenwälder (aus verschiedenen Quellen (1870/1907 für Connewitzer Holz aus *Gutte & Sickert 1998*; 1998 für Leipziger Auenwälder und 1994 für Connewitzer Holz aus *Klimo et al. 1994*)

Neben kleineren Arealen, welche der Schutzkategorie „Naturschutzgebiet" angehören, wie z.B. das künstliche Flutungsgebiet an der Paußnitz im Süden oder die Burgaue im Norden Leipzigs, sind die übrigen Teile des Auewaldes in einem Landschaftsschutzgebiet zusammengefaßt.

Die Leipziger Flußauen haben landschaftlich durchaus europäische Bedeutung, denn derartige, in eine Großstadt integrierte, sehr arten- und waldreiche Auen sind in Mitteleuropa fast einzigartig. Da sie auch als Erholungsraum für die Stadtbevölkerung dienen und somit einer

weiteren Belastung neben der atmosphärischen ausgesetzt sind, sind ihre natürlichen Potentiale begrenzt.

Durch die Nähe zur Großstadt Leipzig mit ihren Emittenten, darunter in erster Linie Industrie und Braunkohlentagebau, Verkehr und kommunaler Hausbrand, sind die Auen darüber hinaus seit Beginn der Industrialisierung durch einen kontinuierlichen Input von Schadstoffen in Diversität und Funktionalität beeinträchtigt.

5.1 Die Auen und ihre Wälder als Teil der Großstadt Leipzig

Bezeichnend ist die Lage eines großen Teils der Leipziger Flußauen und ihrer Wälder inmitten des Stadtgebietes von Leipzig. Der Waldreichtum der Auen in enger Verzahnung mit der Infrastruktur einer Großstadt ist, wie bereits erwähnt, in dieser Ausprägung für Mitteleuropa fast einzigartig. Dabei ist die Ausprägung und Fläche der verschiedenen Auenabschnitte über die Stadtfläche hinweg sehr differenziert (vgl. Abb. 5.1.1).

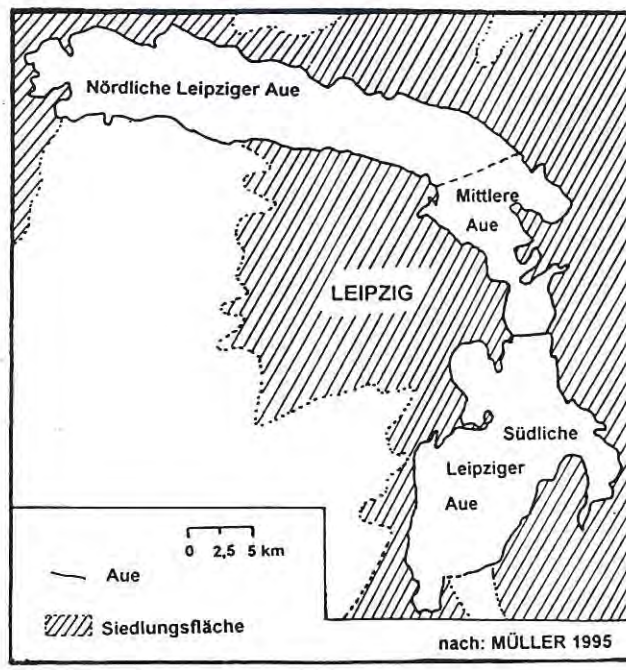


Abb. 5.1.1: Lage und Ausprägung der Flußauen der Weißen Elster und Pleiße im Stadtgebiet von Leipzig

Im Süden der Stadt werden die Auen von den Großtagebauen des Südraumes Leipzig unnatürlich begrenzt, im Südosten vom Tagebaurestloch Cospuden und im Südwesten vom ehemaligen Tagebau Knauthain.

Waldreich ausgeprägt sind die Auen der Weißen Elster und Pleiße im sogenannten Südlichen Leipziger Auenwald, dem Untersuchungsgebiet der Dissertation, welcher ein Landschaftsschutzgebiet (LSG) darstellt, der Revierort „Die Probstei" sogar den Status eines Naturschutzgebietes (NSG) hat. Im nördlichen Bereich des Südlichen Leipziger Auenwaldes befindet sich das künstliche Flutungsgebiet an der Paußnitz, eines Nebenflüßchens der Weißen Elster.

Der Mittlere Leipziger Auenwald im Zentrum der Stadt mußte der Infrastrukturentwicklung und Ausdehnung der Flächenversiegelung nahezu völlig weichen, Teile des Auenwaldes sind im Rosenthal, dem Niederholz und dem Leutzscher Holz noch vorhanden. Damit ist das ehemals zusammenhängende Auensystem der Weißen Elster und Pleiße als Biotop und sicher auch hydrologisch auseinandergerissen worden, und es ist unklar, inwieweit sich Teile der Mittleren Leipziger Aue als integrierte Bestandteile von Natur und Stadt renaturieren ließen.

Der Nördliche Leipziger Auenwald, zum dem Teile des Leutzscher Holzes, das Naturschutzgebiet „Burgaue" und die Auenbereiche von Stahmeln bis Schkeuditz im landschaftlichen Sinne dazugehören (die Fläche des administrativen Stadtwaldes ist kleiner und erstreckt sich nur bis zur nördlichen Burgaue). Hier handelt es sich wieder um ein zusammenhängenderes Waldgebiet an den Ufern der Weißen Elster, Pleiße und Luppe. Besonders bei der Weißen Elster treten in der Nordaue verstärkt Flußmäander auf und weisen somit auf einen naturnahen Flußlauf abschnittweise hin.

5.2 Zur Immissionssituation

Innerhalb der atmosphärischen Belastung der Auenbereiche in Leipzig spielen neben Kohlendioxid und bodennahem Ozon, Schwermetallen und organischen Luftschadstoffen vor allem die Säuren und säurebildende Emissionen (v.a. zunehmend NO_x; *LfUG 1998*) eine große Rolle. Während durch Heizungsumstellungen und Kraftwerksstillegungen ein Rückgang der SO_x-Emissionen festzustellen ist, kann gerade bei Stickoxiden ein Anstieg seit 1990 im Raum Leipzig erkannt werden. Eine drastische Senkung der Niederschlags-pH-Werte auf 4,6 (1994) bzw. 4,8 (1996) wird in *den Jahresberichten zur Immissionssituation des Sächsischen Lan-*

desamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) angegeben (vgl. Abb. 5.2.1/2). Bis 1998 ist keine weitere Absenkung zu verzeichnen.

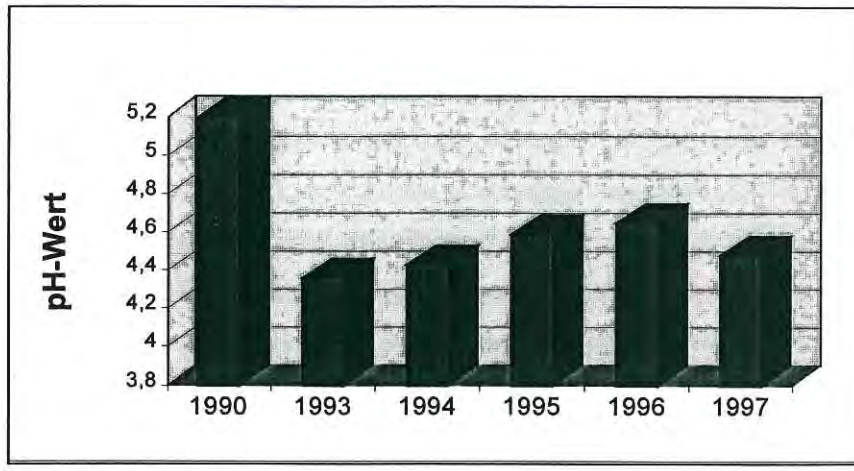


Abb. 5.2.1: pH-Wert-Abnahme des Niederschlages im Raum Leipzig seit 1990 (Quellen: *LfUG* und eigene Messungen)

Besonders im Winter zeigen Schneeniederschläge sehr niedrige pH-Werte, zuweilen noch Tage nach ihrer Deposition. *Press & Siever* (1995) geben für stark saure Niederschläge in industriellen Verdichtungsräumen pH-Werte von < 4,7 an. Mäßig saure Niederschläge bezeichnen sie von pH 4,7 bis 5,0. In diesen Bereichen liegen die derzeitigen pH-Werte der Leipziger Niederschläge. Der Grund für diese pH-Wert-Abnahme der Niederschläge ist in der allgemeinen Immissionssituation im Leipziger Raum zu suchen. Zwei wesentliche Prozesse spielen hierbei eine Rolle:

1. Die anthropogene Emission von Säuren und Säurebildnern und sauren Gasen (*Wild 1995*) wie z.B. CO_2, SO_2, SO_3, NO_x sowie H_2CO_3, HNO_3, H_2SO_4 und HCl. Wesentliche Quelle ist dabei die Verbrennung fossiler Energieträger in Kraftwerken und Hausbrand (Energieerzeugung) und der Verkehr, für die NO_x darüber hinaus auch der verstärkte Einsatz von Ergas (*Marquardt & Brüggemann 1998*).
2. Die Reduktion von neutralisierenden Kationen in Form von Schwebstaub (im Leipziger Raum in Form von CaO, $CaSO_4$ und MgO als Bestandteile der Braunkohlenflugaschen; u.a. *Schüürmann et al. 1996*). Dabei spielt nicht nur der absolute Rückgang der Fluga-

schen, sondern auch die verbesserte Abluftfilterung eine wichtige Rolle, da besonders die grobkörnigeren calciumhaltigen Emissionen Säuren im Niederschlag effizienter neutralisieren als jene in Aerosolgröße (*SML 1997*). Die Reduzierung von alkalisch wirkendem Schwebstaub erfolgte zeitlich gesehen rascher als die Reduzierung von v.a. Sulfatverbindungen. So sind „pH-Einbrüche" der Niederschläge 1993-94 zu erklären. Während in Sachsen die Sulfatkonzentrationen der Niederschläge seit 1990 zurückgehen, ist diese Tendenz bei NH_4^+- und NO_3^--Gehalten nicht signifikant feststellbar (u.a. *Conradt et al. 1998*). Neben der Veränderung der Inhaltsstoffe der Niederschläge seit 1990 sind auch drastische pH-Wert-Absenkungen in den Wintermonaten in Abb. 5.2.2 erkennbar, welche auch von *Raben & Andreae* (1998) für die Dauerbeobachtungsfläche Colditz für die Jahre 1994-97 festgestellt wurden.

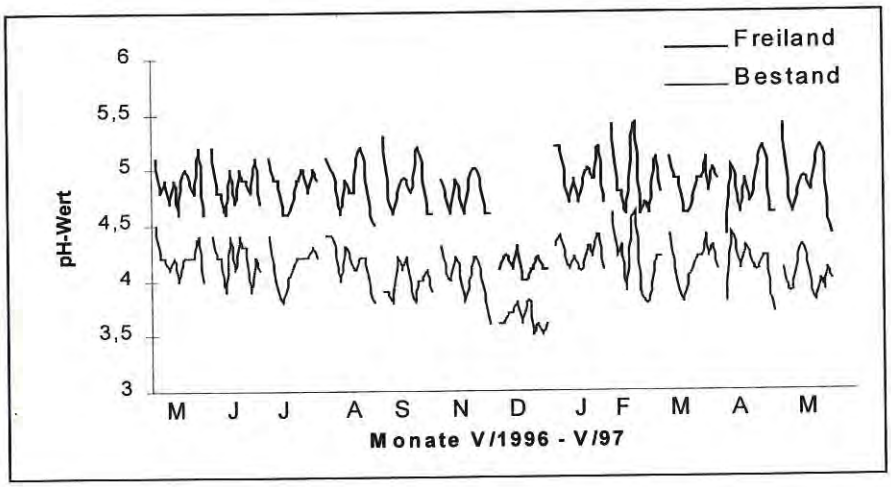


Abb. 5.2.2: Vergleichende Messungen zur H^+-Ionenkonzentration des Niederschlages unter Freiland und Bestand zeigen die Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad eines Bodens und dessen H^+-Ionen-Input

Bei Betrachtung der Tab. 5.2.1 wird ersichtlich, daß neben der drastischen Reduzierung von $[SO_4^{2-}]$ ebenfalls eine Senkung der Ca^{2+}Ionen vorliegt.

Da mit der Stillegung großer Braunkohlenkraftwerke im Südraum Leipzigs sowie dem Rückgang des Anteils kohlebeheizter Wohnungen die basisch wirkenden Elemente der Flugaschen, wie Ca oder Mg, z.gr.T. weggefallen sind, kommt es in den umliegenden Ökosystemen nicht länger zu einer bis dahin Anhebung der pH-Werte. Die Einwirkung der Säuren und Säuren-

bildner erfährt keine zusätzliche Pufferung mehr und die Waldbodenpuffermechanismen (Silicat-, Austauscher-, Aluminium- und Eisen-Puffer) werden mehr als zuvor zur Säurenneutralisation benötigt.

Insbesondere bei den Niederschlags-pH-Werten drückte sich die atmosphärische Aufbasung in einer deutlichen Erhöhung dieser aus. Ohne den zusätzlichen Schwebstaubinput der Braunkohlenindustrie wäre es vielleicht schon früher zu einer derartigen Absenkung der pH-Werte des Niederschlagswassers gekommen.

Bei Pufferreaktionen der Böden kann es zur Lösung und Freisetzung toxischer Metalle kommen, welche über Jahrzehnte hinweg ebenfalls Bestandteile der Braunkohlenflugaschen bzw. der Frachten aus den Einzugsgebieten der Auen waren (z.B. Cd, Cr, Mn, Pb, Zn) und heute als beträchtlicher Pool in den Böden der Auen als Stoffsenken lagern (*Schüürmann et al. 1996, Haase 1996a,b/97).*

Die aufgeführten gewichteten Mittelwerte der Konzentration in den Leipziger Niederschlägen (Tab. 5.2.2) verdeutlicht die Abnahme basisch wirkender Kationen sowie die Zunahme von Nitrat als Säurebildner. Freilandniederschlagsmessungen im Connewitzer Holz unweit der LfUG-Meßstelle Leipzig-Süd in der Bernhard-Göring-Straße zeigen ebenfalls diese Tendenz.

	Schweb-staub	**SO_2**	**NO_2**	**CO in mg/m³**
1985	210 t/km²	bis 150[(1)]	-	-
1993	56	70	36	0,98
1994	49	61	36	0,66
1995	69	34	30	0,50
1996	59	29	33	0,53

Tab. 5.2.1: Daten zur Immissionssituation und ihrer Entwicklung im Raum Leipzig (Station Leipzig-Süd; Angaben in µg/m³; Quellen: *LfUG 1994-97;* [(1)] *Nagel et al. 1991*)

Daß es sich bei der Immissionssituation um eine sehr variable Einflußgröße auf die umgebenden Ökosysteme handelt, zeigt die Abbildung 5.2.3. Den jährlichen Verlaufkurven von säurebildenden Gasen und Schwebstaub kann eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit entnommen werden. Es ist allerdings auch festzustellen, daß es innerhalb des Untersuchungszeitraumes zu einer Verminderung der Schwefeldioxidbelastung gekommen ist. Bei den säurebildenden Stickoxiden ist eine derartige Tendenz nicht erkennbar.

Jahr	pH	el.Lf µS/cm	Na^+	K^+	Mg^{++}	Ca^{++}	NH_4^+	NO_3^-	SO_4^{--}	Cl^-
1985[1]	5,0	80	0,60	0,27	0,67	9,10	1,60	5,00	23,0	4,60
1993	4,36	35,1	0,21	0,13	0,1	0,79	1,42	2,73	5,28	0,52
1994	4,43	30,4	0,46	0,1	0,08	0,92	1,13	2,83	4,46	0,55
1995	4,59	30,9	0,38	0,16	0,08	0,55	1,41	3,14	4,21	0,78
1996	4,65	30,6	0,31	0,1	0,05	0,46	1,69	3,79	3,76	0,52
1998	**4,48**	**35,6**	**0,16**	**0,07**	**0,08**	**0,31**	**1,39**	**3,76**	**5,42**	**1,13**

Tab.5.2.2: Mittelwerte (gewichtet) der Konzentration im Niederschlag in mg/l für die Region Leipzig in den letzten Jahren (Quelle: *LfUG1994-97;* [1] *für 1985: Nagel et al. 1991; für 1998 eigene Messungen der Stoffgehalte des Freilandniederschlages im Connewitzer Holz, Südl. Auewald, n (samples) =16*)

Das Analysenprogramm (Stoffgruppen, Elemente), welches in der vorliegenden Arbeit verwendt wurde, richtet sich z gr. T. nach dem sächsischen Depositionsmeßnetz (LfUG) und die Daten sind somit direkt vergleichbar (vgl. auch *Wilsnack 1998*).

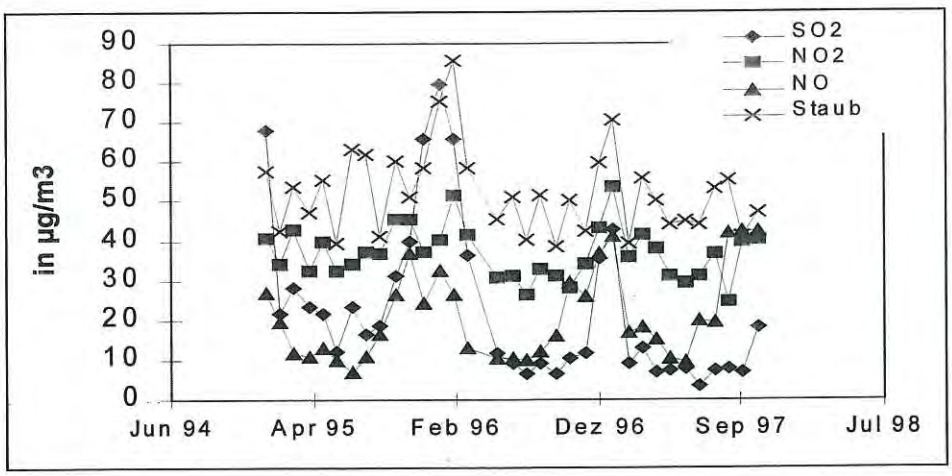


Abb.5.2.3: Jahreszeitabhängiger Verlauf der Immissionen säurebildender Gase und von Schwebstaub im Untersuchungsgebiet (Quelle: *LfUG 1996-98*)

5.3 Zur Schwermetallbelastung der Leipziger Waldböden

Im Zusammenhang mit der Betrachtung des Säurestatus in Böden und anderen Ökosystemeinheiten in industriell-gewerblichen Verdichtungsräumen sowie vor allem der Bewertung der

Pufferkapazität der Waldböden als geoökologische Funktion im Ökosystem „Auewald" muß die Schadstoffbelastung der Böden gesehen werden. Von ihrem Ausmaß ist das theoretisch mobilisierbare Potential („Schadstoffpool") an potentiell toxischen Stoffgehalten im Ökosystem (Boden, Gewässer, Vegetation) abhängig.

Da infolge der Braunkohlenindustrie, des kommunalen Hausbrandes, des hohen Verkehrsaufkommens und anderer Emissionsquellen eine hohe Schadstoffbelastung der Auenböden und der Fließgewässer, selbst der Grundwässer, in Leipzig vorliegt, soll anhand der Stoffgruppe der Schwermetalle gezeigt werden, wie ein flächiges Verteilungsmuster von Schadstoffen in Abhängigkeit von den städtischen Emissionsquellen entsteht (vgl. Abb. 5.3.1; *Haase 1995; 1996a,b; 1998*).

Metall	1995	1996
Cd	0,55	0,83
Pb	34,81	50,47
Cr	4,11	4,62
Ni	2,57	4,30
As	3,92	6,62

Tab. 5.3.1: Jahresmittelwerte für die Gehalte an ausgewählten Schwermetallen im Schwebstaub für die Region Leipzig in ng/m^{-3} (Meßstation Leipzig-West; Quelle: *LfUG 1997*)

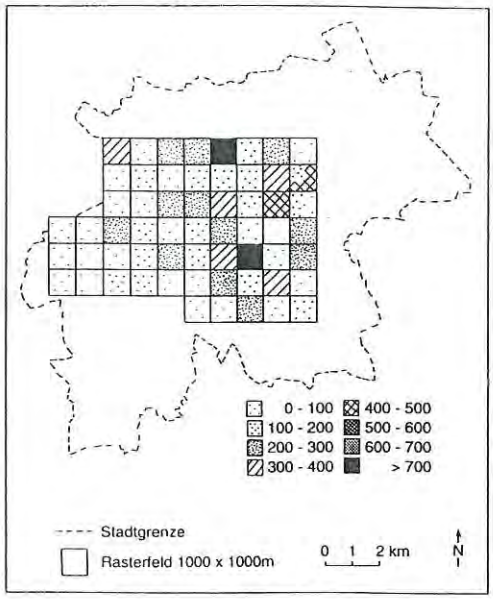


Abb. 5.3.1: Flächiges Verteilungsmuster der Zinkgehalte (mg/kg) von Leipziger Oberbodenhorizonten mit einer deutlich sichtbaren Anreicherung im Gebiet der Flußauen (Quelle: *Haase 1996a,b*)

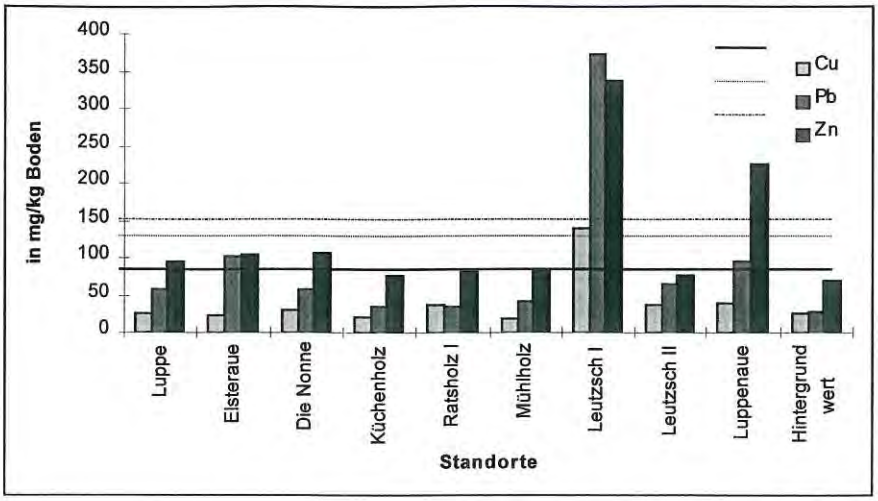


Abb. 5.3.2: Gehalte königswasserlöslicher Schwermetalle in den Oberböden der Elster-Pleiße-Auen im Vergleich zu den städtischen Hintergrundwerten für Leipzig (*Haase 1995*). Die Linien entsprechen den Grenzwerten nach *LAGA 1994.*

Die Stoffgruppe der Schwermetalle ist zum einen ausgewählt worden, da es sich um eine der wesentlichen im chemischen Spektrum handelt, und zum anderen, da sich in den Braunkohlenflugaschen, erhöhte Schwermetallgehalte zu finden sind (Tab.5.3.1).

6 Zum Säurestatus von Waldböden

6.1 Stand der Forschung

Der Säurestatus eines Bodens wird ausgedrückt durch die Bodenacidität. Diese kann näher charakterisiert werden als die saure Reaktion (<pH 7,0) des Bodens (*Hintermaier-Erhard & Zech 1997*). Die wesentlichen Ionen und Moleküle, welche für saure Reaktionen im Boden verantwortlich sind, sind H^+ und H_3O^+-Ionen, funktionelle Gruppen organischer und anorganischer Austauscher mit dissoziationsfähigen H^+-Ionen (z.B. Huminstoffe mit R-COOH, R-C-OH oder R-C-NH_2; Tonminerale und Oxide/Hydroxide).

In der wässrigen Lösung eines Bodens läßt sich die **aktuelle Bodenacidität** bestimmen, durch Substitutionsreaktionen in Suspensionen mit $CaCl_2$ oder KCl ensteht ein erweiterter H^+-

Ionenpool in der Lösung (austauschbare H^+, Al^{3+}, Fe^{2+}Ionen), welcher dann die **Gesamtacidität** des Bodens angibt. Diese ist infolge des vorhandenen H^+-Ionenpools theoretisch erreichbar (*Hintermaier-Erhard & Zech 1997*):

Gesamtacidität - aktuelle Acidität = potentielle Acidität

Die wesentlichen Säurequellen im Boden sowie mögliche Puffermechanismen durch Basen und Basenbildner sind in Abb. 6.1.1 widergegeben.

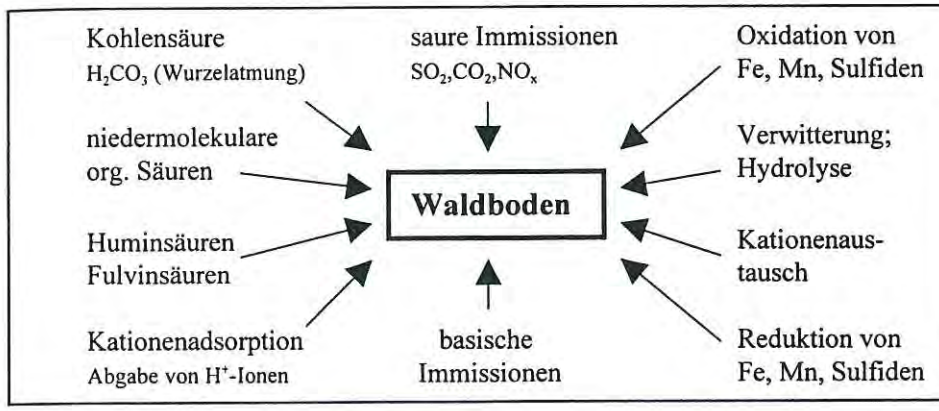


Abb. 6.1.1: Versauerungsrelevante sowie säurepuffernde Prozesse im Waldboden (Quellen: *Wild 1995*; *Hintermaier-Erhard & Zech 1997*)

Vom Säurestatus hängt unter anderem entscheidend ab, ob sich der Boden als Stoffsenke oder Stoffquelle verhält. Zumeist ist er beides in einem (*Haase & Neumeister 1998*). Im geochemischen Gleichgewicht des Bodens ist daher von Bedeutung, welche Substanzen Protonen puffern und, ob dadurch adsorbierte Kationen (Nährstoffe, ökotoxische Elemente) freigesetzt werden (u.a. *Matschullat et al. 1995*). Als gesichert gilt, daß es sich beim Säurestatus sowie pH-Wert um sehr variable Parameter im Ökosystem handelt (u.a. *Gisi 1997*), v.a., wenn es sich um bestockte Waldflächen handelt.

Im Waldboden gibt es verschiedene Puffersysteme und Pufferbereiche *(Ulrich et al. 1979, Ulrich 1981; Schwerdtmann et al. 1987; Matschullat et al. 1995*; vgl. Abb. 6.1.2/3), welche in unterschiedlichen pH-Bereichen H^+-Ionen puffern, aber nicht unabhängig von einander wirken. So ist es möglich, daß zeitgleich mehrere Puffermechanismen zur Neutralisierung von eingetragenen Protonen im Boden aktiviert werden (Abb. 6.1.3). Die Pufferbereiche und dazugehörigen Puffersubstanzen geben über das Potential des Bodens, eingetragene Säuren bzw.

Basen zu neutralisieren, Auskunft. So ist das Potential eines Bodens, Protonen zu puffern dessen Säureneutralisationskapazität (ANC), OH^--Ionen zu puffern dessen Basenneutralisationskapazität (BNC; *Meiwes et al. 1984*).

Als Pufferkapazität eines Bodens kann die Menge an Säure oder Base (mol/l) verstanden werden, welche den pH-Wert um einen definierten Betrag verändert (*Wild 1995*). Aufgrund der Puffersubstanzen und -reaktionen ist es nicht möglich, den Säurestatus eines Bodens allein mit dem pH-Wert anzugeben. Er ist aber eine gut mit dem Gesamtsäuretstatus korrelierende Größe (Aktivität der H^+-Ionen an), welche einfach meßbar ist.

Es soll noch einmal herausgehoben werden, daß es sich bei der Abnahme der Säureneutralisationskapazität im Boden um einen natürlichen Prozeß innerhalb der Bodenentwicklung handelt, welcher nicht anthropogen iniziiert ist, aber anthropogen verstärkt werden kann durch z.B. säurebildende Immissionsprodukte. Infolge der Niederschläge und der in ihnen enthaltenen H^+-Ionen ist jeder Boden einer stetig wirkenden Versauerung, und damit einer Veränderung seines Säurestatus ausgesetzt (u.a. *Rowell 1997*). Dabei verhält sich der Säurestatus eines Bodens wie eine Titrationskurve, d.h. innerhalb eines bestimmten pH-Bereiches bildet sich ein chemisches Gleichgewicht zwischen Säuren und Puffersubstanzen aus, welches bei nahezu vollständiger Auflösung der Puffersubstanzen in einen anderen pH-Bereich übergeht, in welchem andere Puffersubstanzen zur Säurenneutralisation beitragen (vgl. *Matschullat et al. 1995*).

Geochemisch gibt es ein großes methodisches Spektrum (u.a. *Ulrich et al. 1984; Rehfuess 1994; BITÖK 1990; Matschullat et al. 1995; Zeien & Brümmer 1989; Feger 1996*) für Untersuchungen und Bewertungen des Säurestatus in Böden. Ziel der Dissertation war u.a., die Pufferfunktion der Waldböden in der Südlichen Leipziger Aue mit unterschiedlichen, bereits bewährten Ansätzen *(Meiwes et al. 1984; Zeien & Brümmer 1989; Otto 1994)* zu untersuchen, aber auch einige Bausteine im methodischen Spektrum der Ermittlung (Erfassung und Bewertung) von zeitlich-räumlich variablen, steuernden Parametern in Waldböden bzw. Böden unter Bestockung hinzuzufügen.

Da der pH-Wert ein deutlicher Zeiger für die chemische Veränderung der Niederschläge im Raum Leipzig, ist und er des weiteren ein relativ einfach zu bestimmender Parameter ist, wurde die Erfassung des Säuren- und Säurebildnereintrages über die Niederschläge in die Waldböden sowie die Entwicklung eines methodischen Konzepts für diese Erfassung der Boden-pH-Werte an den Anfang der Untersuchungen gestellt.

Pufferbereich	Puffersubstanz	Pufferreaktion	pedochemische Folgen
Karbont **pH 8,6-6,2**	Carbonate	$CaCO_3 + H_2CO_3 \rightarrow Ca(HCO_3)_2$	Verlust von $CaCO_3$
Silikat **pH 6,2-5,0**	Silikate	$-(SiO)M_b + H^+ \rightarrow -(SiOH) + M_b^+$	Tonmineral-bildung; Gitterkat-ionenfreisetzung
Austauscher **pH 5,0-4,2**	Kationenaus-tauscher	$[Aust]M_b + H^+ \rightarrow [Aust]H + M_b^+$ $[Aust]M_b + Al^+ \rightarrow [Aust]Al + M_b^+$	Nährstoffverluste, KAK_{eff}-Abnahme, Basensättigung ↓
Aluminium **pH 4,2-3,8**	Tonminerale	$[Aust]Al + H^+ \rightarrow [Aust]H + Al^+$ $-(SiO)Al + H^+ \rightarrow -(SiOH) + Al^+$	Al-Freisetzung; Abbau von Tonmineralen
Al-Fe **pH 3,8-3,0** **Eisen** **pH <3,0**	Fe-Oxide und Hydroxide	$4\ FeOOH + 6H^+ + CH_2OH \rightarrow$ $4\ Fe^{2+} + 7\ H_2O + CO_2$	Mobilisierung von Ei-sen als org. Komplex Bleichung

M_b = Ionenäquivalente Ca, K, Na, Na
Al+ = Ionenäquivalente Al3+ und Al-hydroxo-Kationen

Abb. 6.1.2: Pufferbereiche, Puffersubstanzen und Pufferreaktionen im Boden - sie bestimmen den Säurestatus (Quellen: *Matschullat et al. 1997; BMELF 1996; Hintermaier-Erhard & Zech 1997*)

Haupt-pH-Pufferbereich	Puffersubstanzen	pedochemische Folgen
pH 8-6,5 **pH 7-4,5**	Carbonate Hydrogencarbonat	Verlust von $CaCO_3$ als $Ca(HCO_3)_2$
pH 8 - <5 **pH 6 - <3** **pH 6 - <3**	Tonminerale Huminstoffe	Verlust von austauschbaren Kationen; Protonierung variabler Ladung
pH < 7 **pH < 4,5**	Silikate: Tonminerale mit und ohne permanente Ladungen	Verlust an Gitterionen; Tonmineralbildung; Verlust von KAK; Al in Bodenlösung
pH 4,8 - 3 **pH 4,5- 3** **pH <3 - < 7** **pH < 8**	Al - Hydroxide AlOH - Sulfate Fe-Oxide/Hydroxide Mn-Oxide/Hydroxide	Al in Bodenlösung; austauschbares Al; Erhöhung der KAK Sulfat-Freisetzung austauschbares Fe Mn in der Bodenlösung

Abb. 6.1.3: Pufferbereiche, pH-Werte und Folgen für den Boden (Quelle: *Schwertmann et al. 1987 in Hantl 1990*)

6.2 Überlegungen zur Erfassung räumlich relevanter Boden-pH-Werte

Überlegungen zur Entwicklung einer Meßmethodik zur Ermittlung des Säurestatus der Waldböden gehen auf theoretische Vorstellungen zur Differenzierung und Abhängigkeit von pH-Werten in Waldböden aus. Die Spezifik des Säure-Base-Status der Böden unter Bestockung läßt sich durch die Abhängigkeit von der jeweiligen Baumart und der Zersetzungsrate (biochemischer Abbau) deren Streu bzw. der Form der Humusbildung am Standort erklären (u.a. *Haase & Neumeister 1998*).

Ausgangspunkt der Analyse und Bewertung war die bei engräumigen Testmessungen gewonnene Erkenntnis, daß die pH-Werte im Leipziger Auenwald eine enge räumliche, aber deutliche Heterogenität zeigen, welche man als „Muster" auffassen kann. Da diese „räumlichen Muster" der pH-Wertverteilung in den oberflächennahen Bodenhorizonten bei allen Testmessungen in unterschiedlichen Wäldern gefunden wurden, ist davon auszugehen, daß sie ein charakterisierendes Merkmal für pH-Wertverteilungen im Oberboden in Wäldern sind *(vgl. Neumeister et al. 1997)*. Aufgrund der Tatsache, daß der Säurestatus von Böden vom pH-Wert u.a. (wenn auch nicht allein, vgl. *Wild 1995*) beschrieben wird, erwiesen sich die ausgeführten Testuntersuchungen als themenrelevant.

Da die noch näher zu beschreibenden standörtlich-räumlichen Muster der Boden-pH-Werte in Wälder verschiedenster Bestockung, Baumartenzusammensetzung sowie bodengeologischer-pedochemischer Eigenschaften wiedergefunden wurden *(Neumeister et al. 1997)*, muß man annehmen, daß sie von zentraler Bedeutung für das Verständnis von Geoökosystem-Prozessen im „Wirkungsgefüge von eingetragenen Säuren, Säurebildnern und Boden" sind. Ziel der Untersuchung mußte es sein, zu klären, ob sich das in Testuntersuchungen ermittelte räumliche Muster verifizieren läßt und nach welchen Kriterien eine räumliche Gliederung erfolgen kann, ohne die Meßergebnisse in einen gewollten Zusammenhang zu pressen.

In mehreren umfassenden Forschungsprojekten wurden in den letzten Jahrzehnten unter anderem Untersuchungen zur Stoffdynamik in Waldökosystemen durchgeführt, in welchen auch die Problematik des Säurestatus Erwähnung findet (zusammenfassende Darstellungen bei *Rehfuess 1990; Otto 1994; Wohlrab et al. 1992; Ullrich 1987,1989 und 1991 u.a.; Kopp 1998)*. Auch die deutsche Bodenzustanderhebung Wald (*BZE 1994*) widmet sich dem Thema abschnittsweise. Zu entnehmen sind folgende grundlegende theoretische Vorüberlegungen, die für Untersuchungen von pH-Werten und Säurestatus in Waldböden gelten:

1. Die pH-Werte in Waldböden, v.a. in den humosen, oberflächennahen Horizonten sind bestandsspezifisch. Eine wesentliche Größe darüber hinaus ist die Umsatzrate der organischen Substanz im Umfeld der einzelnen Baumarten, die wiederum von der Streu der Baumarten beeinflußt wird. Auch die Art der Bodenbedeckung mit Sträuchern, Gräsern, Kräutern, Farnen und Moosen, sowie die Makro- und Mikroorganismen im Boden sind von Bedeutung (*Neumeister et al. 1997*).

   Da es sich bei dem ausgewählten Untersuchungsgebiet um eine Waldfläche handelt, spielen Parameter der Bestockungsart, Bestockungsdichte, des Bedeckungsgrades, des Interzeptionsraumes und der Niederschlags-Ableitung bei der Ermittlung des Säurestatus im Boden eine besondere Rolle. Die Untersuchungen des Säureeinwirkungsprozesses müssen demnach waldökologische (*Otto 1994*) und bodenchemische methodische Ansätze (u.a. *Alloway et al. 1994; Meiwes et al. 1984; Brümmer et al. 1986*) miteinander verbinden.

2. In Waldgebieten gibt es zwischen den Niederschlagseinträgen (Menge und chemische Zusammensetzung) im Freiland und im Bestand beträchtliche Unterschiede. Bei merklich geringeren Bestandsniederschlägen sind die Elementeinträge zumeist um ein Mehrfaches erhöht (s. Zusammenstellung von *Andreae 1994*, für mehrere Untersuchungsgebiete im Harz und im Solling). In diesem Zusammenhang werden Säuren und Säurebildner durch das bestandspezifische Auskämmen der Stoffe in Waldböden eingetragen und angereichert (*Neumeister et al. 1997; Kulhavý et al. 1998*). Die Anreicherung von Stoffen verschiedener Substanzklassen (Säuren; Säurebildner; Gase; Aerosole; partikulär gebundene Schwermetalle etc.) erfolgt v.a. durch den Prozeß der Interzeptionsverdunstung und kann bis zu 20% betragen (*Lochmann 1986*). Diese Verdunstung steht mit den übrigen Größen des Interzeptionsraumes in folgender Beziehung (*Einsele et al. 1986,* verändert):

$$\mathbf{EI = EB - KA + D + (\%)\ a^*}$$

mit EI = Interzeptionsdeposition
EB = Bestandsniederschlag
KA = Kronenauswaschung
D = Kronendirektaufnahme von Stoffen
a (in %) = Anreicherungsfaktor von Stoffgehalten in der Naßdeposition

* Unberücksichtigt bleibt in dieser Gleichung die Säurepufferung durch die Blätter (Anm. d. A.).

Wesentlich bei der Betrachtung des Eintrages von Niederschlagsinhaltsstoffen in den Waldboden ist die Verbindung zwischen der Deposition des Interzeptionsraumes und des direkten Stammabflusses. *Cornelius et al.* (1997) wiesen in ihren Untersuchungen ballungsraumnaher Waldökosysteme auf die in der Biomasse von Bäumen inkorporierten Nährstoffe und Schwermetalle hin. So könnte man obige Gleichung erweitern und sie nicht nur auf die Interzeptionsdeposition beziehen, sondern auf die Gesamtdeposition in den Waldboden unter Bestockung. Diese erfolgt im wesentlichen über den Bestand und setzt sich zusammen aus:

I. EI = EB - KA + D + (%) a und

II. EI + ESt = ND (je Baumschicht)

mit ESt = Stammabflußdeposition
ND = Gesamtnaßdeposition unter Bestand in Abhängigkeit von der Anzahl und Ausprägung der Baumschichten und deren Kronendächern

Im Untersuchungsgebiet Südlicher Leipziger Auenwald konnte nachgewiesen werden, daß Stammabflüsse und Interzeptionsraumdeposition eine erhebliche Stoffquelle für die Waldböden darstellen, indem parallel zur pH-Wert-Bestimmung im Boden Untersuchungen des Freiland- und Bestandsniederschlages sowie spezifischer Stammabflüsse durchgeführt wurden. In Freiland- und Bestandsniederschlägen konnte auf einer Testmeßfläche im Forstrevierort „Der Stempel" Baumstämme der Arten *Quercus* und *Fraxinus* untersucht und ein beträchtlicher Anteil an versauerungsrelevanten Naßdepositionen (Bulksammleraufnahme) nachgewiesen werden (Tab. 6.5.1).

3. Im Gegensatz zu Nadelbäumen erfolgt die Hauptniederschlagsableitung bei Laubbäumen am Stamm (Abb. 6.2.1; *Otto 1994*) mit Nebenmaxima am Rande des Interzeptionsraumes. Vor allem in den Herbst- und Wintermonaten dürfte aufgrund des fehlenden „Blattspeichers" der Stammabfluß noch dominierender sein. In Abhängigkeit von der Baumart, z.B. dem Schirmtyp der Fichte oder dem Trichtertyp der Buche und den Stammeigenschaften kommt es zu unterschiedlichem Stammabfluß (*Haase & Neumeister 1998*). „ ... *Otto* (1994) zitierte Ergebnisse von *Mitscherlich* (1975), welcher einen Stammabfluß an einer 50-cm-starken Buche bei einem Niederschlagsereignis von 35 mm beschrieb. Die dabei ge messenen 400 Liter Stammabfluß entsprechen einer Niederschlagskonzentration von 670 mm, während in einem Meter Entfernung vom Stamm

nur 25 mm gemessen wurden" (Zitat: *Neumeister et al. 1997*). Des weiteren konnte festgestellt werden, daß selbst der resistente Bärlauch *(allium ursinum)* sich nicht in der Umgebung stärkerer Baumstämme (>50-75cm Stammdurchmesser) halten kann (vgl. Abb. 6.2.2).

4. Da es sich bei dem Boden-pH-Wert um eine sehr variable Prozeßgröße handelt, können ökosystemar relevante Aussagen zur Beschreibung von Prozessen nur bedingt unter künstlichen Laborbedingungen in Suspensionen wie $CaCl_2$ oder KCl ermittelt werden. Daher ist es notwendig, eine Methodik zu entwickeln, die Bodenacidität in-situ im Waldboden zu bestimmen (*Neumeister et al. 1997*). Darüber hinaus müssen neben dem pH-Wert auch der Hydrogencarbonatgehalt und relevante Kat- sowie Anionengehalte bestimmt und bilanziert werden, die ebenfalls die Bodenacidität bedingen (*Haase & Neumeister 1998*).

Besonders in Laubwäldern, und um solche handelt es sich bei den Leipziger Hartholzbeständen, überwiegt der Trichtertyp als Kronenform und hier konzentriert sich die Niederschlagsableitung im wesentlichen auf den Stamm und seine direkte Umgebung. Somit sind die zentralen, kräftigen Baumstämme in den Auenwäldern für die Spezifika der Raummuster der pH-Wert-Verteilung im Waldboden von essentieller Bedeutung für das Verstehen des Säurewirkungsprozesses.

„In der Vergangenheit wurden in ausgewählten Fällen (Spezialuntersuchungen) der kleinräumigen Differenzierung der pH-Werte in Böden Beachtung geschenkt. Zum Teil war hierfür von der wissenschaftlichen Fragestellung her kein Handlungsbedarf gegeben, zum anderen waren diese Messungen mit einem Arbeitsaufwand verbunden, dessen Bewältigung zumeist nicht zweckmäßig erschien" (Zitat aus: *Neumeister et al. 1997*).



Abb. 6.2.1: Feuchte Stämme nach einem dauerhaften Niederschlagsereignis im Auenwald



Abb. 6.2.2: Erfassung des Stammabflusses in situ (Meßanordnung: UfZ Leipzig-Halle)

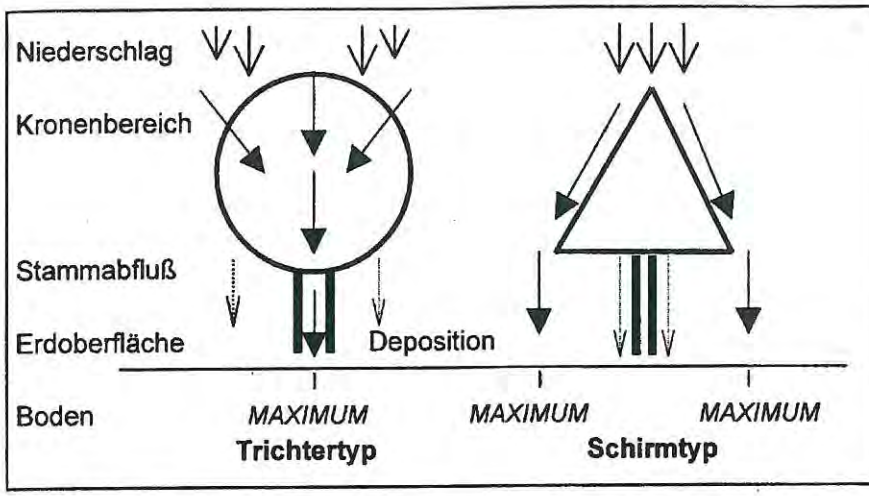


Abb. 6.2.3: Niederschlagsableitung bei Schirm- und Trichtertyp (nach *Otto 1994*)



Abb. 6.2.4: Die direkte Umgebung von Buchenstämmen - selbst der Bärlauch hat sich zurückgezogen. (Foto: D. Haase)

Diese Aussage zeigt die Notwendigkeit, detaillierte Untersuchungen zu Boden-pH-Werten und Säurestatus in Waldböden durchzuführen, zugleich deutet sie die Schwierigkeiten an, die mit solchen Messungen gegeben sind. Die Testuntersuchungen in den Leipziger Auenwäldern und in Thüringer Misch- und Nadelwäldern zeigten jedoch, daß gerade die räumliche Heterogenität und die „Muster" der pH-Werte, und somit auch des Säurestatus der Waldböden, mit herkömmlichen Untersuchungsprogrammen (z.B. *BZE*) nicht erklärt werden können.

Aus den erläuterten Überlegungen ergab sich die Notwendigkeit, ein Meßprogramm zu entwickeln und zu testen, welches folgenden Grundsätzen genügen muß:

1. Die Messungen müssen die bestandsspezifischen Eintragspfade von Niederschlägen und Säuren/Säurebildnern nachvollziehbar machen. Vergleiche zu anderen Meßanordnungen zur Bestimmung von pH-Werten im Boden, die ausschließlich von pedologisch-bodengeologischen Zielstellungen ausgehen, sollen nachweisen, daß insbesondere für initiale Tendenzen von pH-Wert-Veränderungen, die entwickelte Methode eine hohe Eignung besitzt.
2. Das Meßprogramm sollte in situ im Ökosystem durchführbar sein, da der pH-Wert eine geochemische Größe hoher Variabilität ist und nur so richtig ermittelt werden kann (denn nur am Standort ist die relevante dissoziationsbedingte Protonenkonzentration und ihre augenblickliche Pufferung durch den Boden feststellbar).
3. Die Messungen müssen in einen zu rechtfertigenden zeitlichen und finanziellen Rahmen passen, welcher ein derartiges Meßprogramm sinnvoll macht. Des weiteren sollte das Meßprogramm auf andere Wälder übertragbar sein und somit universellen Charakter haben.

Zu Feststellung 2. soll noch angefügt werden, daß die Vielfalt der Prozesse eines Geoökosystems in-situ sehr gut, wenn auch nicht vollständig, erfaßbar ist. Da eine in-situ-Erfassung methodisch für alle Komponenten, Parameter und Prozeßgrößen nicht möglich ist, wird immer eine Diskrepanz zwischen laborativ und in-situ ermittelten Ergebnissen bestehen, welche in die Diskussion einbezogen werden muß. Um so wesentlicher erscheint es deshalb, daß in der vorgestellten Methodik die in-situ-Messung als eine Vorraussetzung der Ermittlung des Säurestatus in der Theorie genannt wird.

Die Fragestellung zu den Boden-pH-Werten und daraus abgeleitet zum Säurestatus der Waldböden soll noch erweitert werden. Es interessieren neben den Fragen der räumlichen Verteilung der Parameter auch ihre Ausprägung und die möglichen Folgewirkungen, die eine Änderung des Säurestatus im Geoökosystem bewirken können. Fragen nach

- den zeitlichen Rahmenbedingungen der Veränderung des Säurestatus als Ökosystemparameter komplexer Art als Maßstab für die Entwicklung von Flora und Fauna,
- möglichen (Im)mobilisierungsprozessen von Schadstoffen und dem Entzug von Nährstoffen aus dem Boden bei veränderten pH-Werten und
- einer Beeinflussung bis Gefährdung des Grundwassers

soll detailliert im zweiten Teil der Arbeit nachgegangen werden.

6.3 Methodische Aspekte und Ableitung eines Meßprogramms

Obwohl die Angaben in der Literatur zum Anteil des Interzeptions- und Stammabflusses am Gesamtniederschlag z.T. recht stark differieren (*mündlicher Beitrag DBG Jahrestagung Konstanz 1997*), kann davon ausgegangen werden, daß die Bäume wesentlich als „Eintragspfade" für Säuren und Säurebildner in die Waldböden wirken.

Dabei spielen die Ausbildung und Dichte des Interzeptionsraumes sowie die Art der Borke eine wesentliche Rolle, welche bis hin zu bestimmten Bodeneigenschaften des Ober- und Unterbodens bestimmend sein kann. Untersuchungen von Stammabflüssen und Bodenlösungen beispielsweise zeigten einen möglichen Zusammenhang zwischen der chemischen Zusammensetzung von Huminsäuren beider Komponenten *(Haase et al. 1998a)*.

Die Annahme aus Kapitel 6.2 lautete: Besonders in Laubwäldern überwiegt der Trichtertyp als Kronenform, und hier konzentriert sich die Niederschlagsableitung im wesentlichen auf den Stamm und seine direkte Umgebung. Somit sind die zentralen, kräftigen Baumstämme in den Auenwäldern für die Spezifika der Raummuster der pH-Wert-Verteilung im Waldboden von essentieller Bedeutung für das Verstehen des Säurewirkungsprozesses.

Als die wesentlichen untersuchten Baumarten sind Stieleiche (*Quercus robur bzw. pedunculata*), Esche (*Fraxinus excelior*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Ahornarten, v.a. Spitzahron (*Acer platanoides*) zu nennen.

Ausgehend von der beschriebenen Immissionssituation und von der These, daß es vor allem durch Niederschläge zum Eintrag der (im Bestand angereicherten) Säurebildner in den Boden kommt und die Oberboden-pH-Werte im Wald bestandsspezifisch sind, wurden in der Südlichen Leipziger Aue mehrere Standorte unterschiedlicher Bestockung im Mühlholz, Ratsholz, Stempel und Küchenholz auf ihren Säurestatus mittels eines neuartigen Meßverfahrens untersucht *(Neumeister et al. 1997; Haase & Neumeister 1998)*.

In den der eigentlichen Untersuchung vorangegangenen Testmessungen zeigte sich, daß besonders um große Bäume mit einem Stammumfang von mehr als 1,0 Meter die pH-Werte im Oberboden mehr oder weniger konzentrisch von 3,5 auf 5,5 bis 6,5 ansteigen. Bei kleineren Bäumen ist dies hingegen nur unmittelbar am Stamm oder gar nicht zu beobachten, da deren Auskämmeffekte sehr gering ist. Dies würde bedeuten, daß große, zentrale Bäume Zentren oder Punkte im Raum „Wald" sind, von denen aus mit einer fortschreitenden Veränderung des Säurestatus der Auenwaldböden zu rechnen ist. „ Diese Aussage gilt unter der Voraussetzung der gegenwärtigen Bedingungen des atmosphärischen Eintrags von Säuren und Säurebildnern" (Zitat aus: *Neumeister et al. 1997*).

Um diese Depositionssituation ökosystemrelevant abzubilden und die Eintragspfade von Säure und Säurebildnern nachvollziehen zu können bis zum Prozeßraum Boden, geht die Methodik der in-situ-Messung von den pH-Werten in den erdoberflächennahen, meist mullartig-humosen Bodenhorizonten und den Baumstämmen aus.

„Bei anderen Aufnahmeverfahren, wie bei der Bundesweiten Bodenzustandserhebung (1994), ist es die Profilgrube, die nach bodentypologischen und bodengeologischen Gesichtspunkten zwischen den Bäumen angelegt wird. Die hier vorgestellte Methode geht dagegen von den großen Bäumen als Teil des Waldökosystems aus, die Niederschläge und andere eingetragene Stoffe auskämmen" (Zitat aus: *Neumeister et al. 1997*).

Zezschwitz (1985) bewertet es sogar als Vorteil, daß bei der Bodenanalyse in Wäldern NW-Deutschlands die Beeinflussung durch den Stammablauf ausgeschaltet werden konnte (S.7).

Die Meßmethodik und Meßanordnung, welche entwickelt und erprobt wurde, in Nadel- und Mischwaldforsten des Thüringer Muschelkalk- und Buntsandsteingebietes und in erster Linie eben in den Leipziger Auenwäldern, kann wie folgt beschrieben werden:

1. Ein Standort wird in seiner Lage bestimmt, eingemessen und dann zentrale Bäume als Fixpunkte der Untersuchung gesucht (vgl. Abb. 6.3.1-3). Um die Stämme dieser wird ausgehend von den 8 Himmelsrichtungen ein Meßnetz angelegt (Abb. 6.3.3). In Abhängigkeit von der Zielstellung und der Baumdichte im Bestand betragen dabei die Entfernungen vom Stamm 10 cm, 30 cm, 100 cm und 300 cm, in größeren Entfernungen genügen dann Meterschritte oder noch größere Abstände (vgl. *Neumeister et al. 1997*).
2. Die statistische Sicherung der Meßwerte ist mit 3 (Routine) -15 (Test der Methode; *Neumeister et al. 1997*) Parallelmessungen je Meßpunkt gewährleistet. Somit lassen sich Mittel-, Medianwerte und Standardabweichungen bestimmen.

3. Die gewonnenen Daten sind die Basis zur graphischen und kartographischen Darstellung der erläuterten standörtlich-räumlichen Muster der pH-Werte im Oberboden der Wälder.



Abb. 6.3.1: Darstellung eines Meßstandortes in einem Nadelforst im Thüringer Buntsandsteingebiet bei Kahla. (Foto: D. Haase)

„Die schnelle und problemarme Messung von pH-Werten in situ wurde durch das Meßgerät pH-Agrar 2000 der Firma STELZNER möglich, welches es gestattet, bei einer ausreichenden Bodenfeuchte (mindestens 50% nutzbare Wasserkapazität), bevorzugt in tonigen und schluffigen Böden zu messen" (Zitat aus: *Neumeister et al. 1997*).

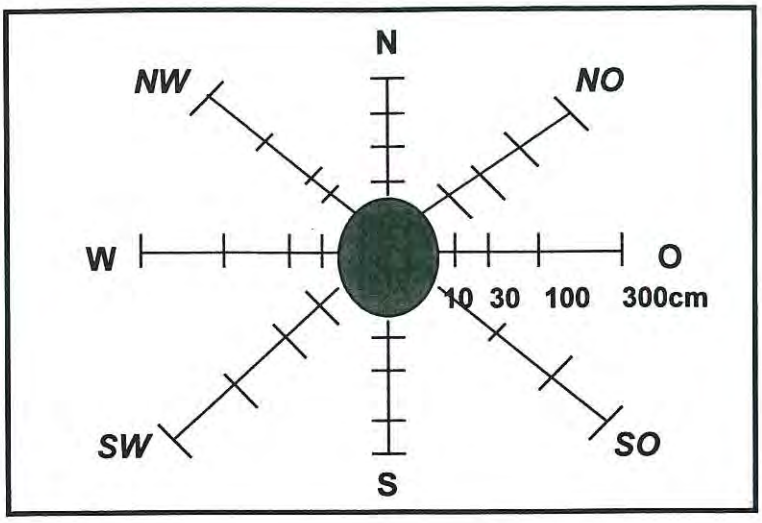


Abb. 6.3.2: Schematische Darstellung der Meßanordnung (Skizze)

Bei den Oberböden der Leipziger Auenwälder sowie auch der anderen Testgebiete waren diese Vorraussetzungen gegeben. Dabei ist anzumerken, daß ein sehr hoher Feuchte- bzw. Wassergehalt des Bodens eine in-situ-Bestimmung des pH-Wertes unmöglich macht ebenso wie zu große Trockenheit. Das wesentlichste Moment bei der Messung mit pH-Agrar 2000 ist der vollständige Kontakt der Meßsonde zum durchfeuchteten Boden, ähnlich wie in einer laborativ hergestellten Suspension.

Probe (Ah)	Stamm-abstand	Bestand	pH in situ	pH 0,01M $CaCl_2$	pH 0,1M KCl
B007	10cm	*Quercus r.*	**3,74**	**3,78**	4,08
B13	10cm	*Fraxinus e.*	**3,72**	**3,73**	4,32
B15	10cm	*Quercus r.*	**3,91**	**3,89**	4,41
B48	10cm	*Carpinus b.*	**3,71**	**3,73**	4,35
B001	30cm	*Carpinus b.*	**4,32**	**4,34**	4,53
B014	30cm	*Quercus r.*	**4,02**	**3,98**	4,42
B50	30cm	*Fraxinus e.*	**4,22**	**4,21**	4,61
B59	30cm	*Fraxinus e.*	**4,31**	**4,30**	4,62
B009	100cm	*Carpinus b.*	**5,22**	**5,21**	5,38
B010	100cm	*Carpinus b.*	**5,11**	**5,13**	5,32
B016	100cm	*Quercus r.*	**4,98**	**4,98**	5,31
B1	100cm	*Carpinus b.*	**5,68**	**5,71**	5,92

Tab. 6.3.1: Vergleich der in-situ-Meßwerte mit Laborsuspensionen

Mehrfache Vergleichsmessungen für unterschiedliche Böden zeigen, daß die mit pH-Agrar 2000 ermittelten Werte ungefähr denen, die in einer 0,1M $CaCl_2$-Lösung gemessen werden, entsprechen (Tab. 6.3.1). Abbn. 6.3.1-3 zeigen den eigentlichen Meßvorgang und die Meßanordnung. Eine öftere Nachkalibirierung des Meßgerätes erhöht die statistische Genauigkeit der Werte.

6.4 Die Standorte im Geoökosystem „Südlicher Leipziger Auenwald"

Erste Testuntersuchungen zum Säurestatus in Waldböden in-situ wurden, wie bereits erwähnt, im Thüringer Buntsandstein- und Muschelkalkgebiet und in den Revieren „Das Küchenholz" und „Das Mühlholz" in den Leipziger Auenwäldern durchgeführt.

Diesen Messungen folgte ein großflächig angelegtes und über 21 Monate dauerndes Meßprogramm in den Wäldern der Südlichen Leipziger Flußauen der Weißen Elster und der Pleiße (vgl. Abb. 6.4.1-3).

Es erfolgte unter Vorgabe der in den vorangegangenen Kapiteln diskutierten theoretischen Überlegungen über pH-Werte in Waldböden und den eingangs der Dissertation unter Punkt 4 genannten Thesen. Neben der Untersuchung der Eintragspfade für Säuren und Säurebildner über Stammabfluß und Interzeptionsraum zentraler Baumstämme und den Folgen für den Säurestatus im Oberboden der Wälder sollte zudem auch die Fragestellung über Unterschiede der Bodenreaktion in der direkten Umgebung verschiedener Baumarten näher beleuchtet werden.

Da es sich bei den Leipziger Auenwäldern um artenreiche Stieleichen-Hainbuchen-Mischwälder mit einem hohen Anteil Esche und Ahorn handelt (vgl. Tab. 5.1; *Gutte & Sikkert 1998*; *Klimo et al. 1996)*, eignen sich diese Wälder oder Waldtypen gut, eine derartige Differenzierung vorzunehmen.

Die untersuchten Flächen bzw. Standorte liegen allesamt im Südlichen Leipziger Auenwald, in den Forstrevierorten „Das Mühlholz", „Der Stempel", „Das Ratsholz", „Das Streitholz" und „Die Probstei":

1. Standort 01: Revierort „Das Mühlholz", Nähe der B2 Teichstraße, untersuchte, zentrale Bäume: 2 Stieleichen (*Quercus robur*) und 2 Hainbuchen (*Carpinus betulus*) (vgl. Lageskizze Abb. 6.4.3), relativ spärlicher Unterwuchs, Strauchschicht von Spitzahorn *(Acer platanoides*) dominiert, Weißdorn, Efeu und Brennessel; Humusform: L-F-Mull (*Pälchen (Hrsg.) 1994*), dünne Auflage

2. Standort 02: Revierort „Der Stempel“, Nähe Grünflächenamt Teichstraße, untersuchte, zentrale Bäume: 3 Stieleichen , dichter Unterwuchs, Feldahorn, Brennessel, Weißdorn, Haselstrauch, Brennessel und Bärlauch im Frühjahr; Humusform: L-F-Mull, gering mächtige Auflage
3. Standort 03: „Das Mühlholz“ an der Coburger Brücke Eingang Wildpark, untersuchte, zentrale Bäume: 3 Stieleichen (vgl. Lageskizze Abb. 6.4.3), relativ spärlicher Unterwuchs; Humusform: L-F-Mull, dünne Auflage
4. Standort 04: Vergleichsstandort Wald - Waldwiese, Revierort „Das Mühlholz“, nahe der Coburger Brücke (Kleingartenanlage),
5. Standort 05: „Das Ratsholz“ an der Weißen Brücke, untersuchte, zentrale Bäume: 2 Stieleichen, 3 Hainbuchen (vgl. Lageskizze Abb. 6.4.3), relativ spärlicher Unterwuchs, auffällig dominanter Spitzahorn in der unteren Baumschicht und Strauchschicht; Humusform: L-F-Mull, dünne Auflage
6. Standort 06: „Das Streitholz“ an der Neuen Linie (Sportplatz), untersuchte, zentrale Bäume: 1 Stieleiche, 3 Hainbuchen, 2 Spitzahorn (vgl. Lageskizze Abb. 6.4.3), relativ spärlicher Unterwuchs, auffällig dominanter Spitzahorn in der unteren Baumschicht und Strauchschicht sowie Efeu, kein Bärlauch im Frühjahr ausgeprägt; Humusform: L-Mull, dünne Auflage bis nicht vorhanden
7. Standort 07: „Die Probstei“ am Überflutungsgebiet an der Paußnitz (Nähe Elsterbett Schleußiger Weg), untersuchte, zentrale Bäume: 3 Hainbuchen, relativ spärlicher Unterwuchs, kein Bärlauch im Frühjahr ausgeprägt; Humusform: L-Mull, dünne Auflage

Die ausgewählten Standorte sind Flächen, welche folgenden Kriterien genügen müssen:

- Es muß sich um eine flache, nicht bis sehr schwach geneigte Fläche handeln, um reliefbedingte Prozesse weitestgehend ausschließen zu können.
- Es muß sich um eine Bestandszusammensetzung handeln, welche für den Südlichen Leipziger Auenwald typisch ist und der Standort muß zentrale Bäume mit Stammdurchmessern > 100cm besitzen.
- Es darf sich dabei nicht um feuchte Senkenstandorte oder dauerhaft vernäßte Flächen handeln, ebenso nicht um teile ehemaliger Altarme oder Rinnen. Diese würden die „trockene“ Situation der Leipziger Auenwälder nicht widerspiegeln.

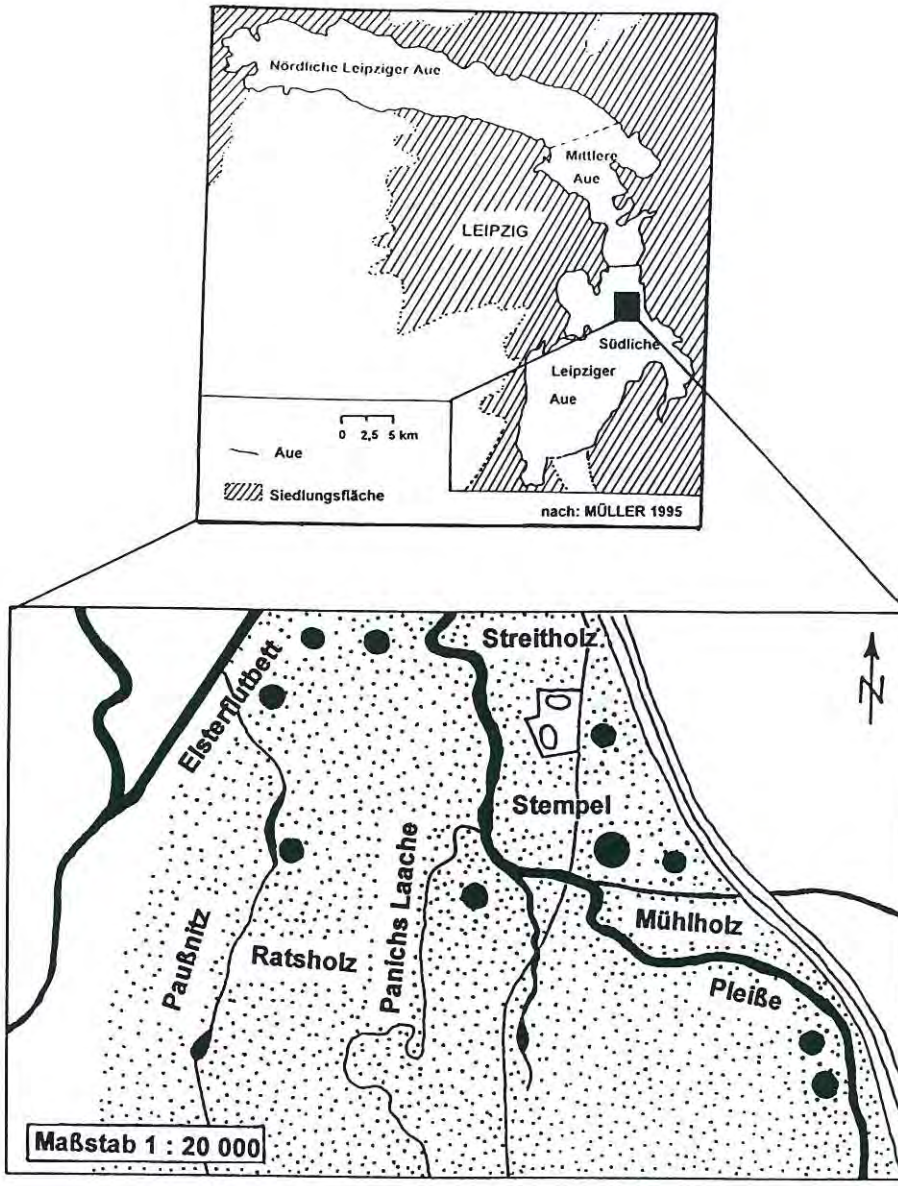


Abb. 6.4.1: Lage der Meßstandorte des Untersuchungsprogramms im Südlichen Leipziger Auewald (▩ = Auenwaldbereich)



Abb. 6.4.2: Zwei Beispiele für die ausgewählten Untersuchungsstandorte im Auewald (Fotos: D. Haase)

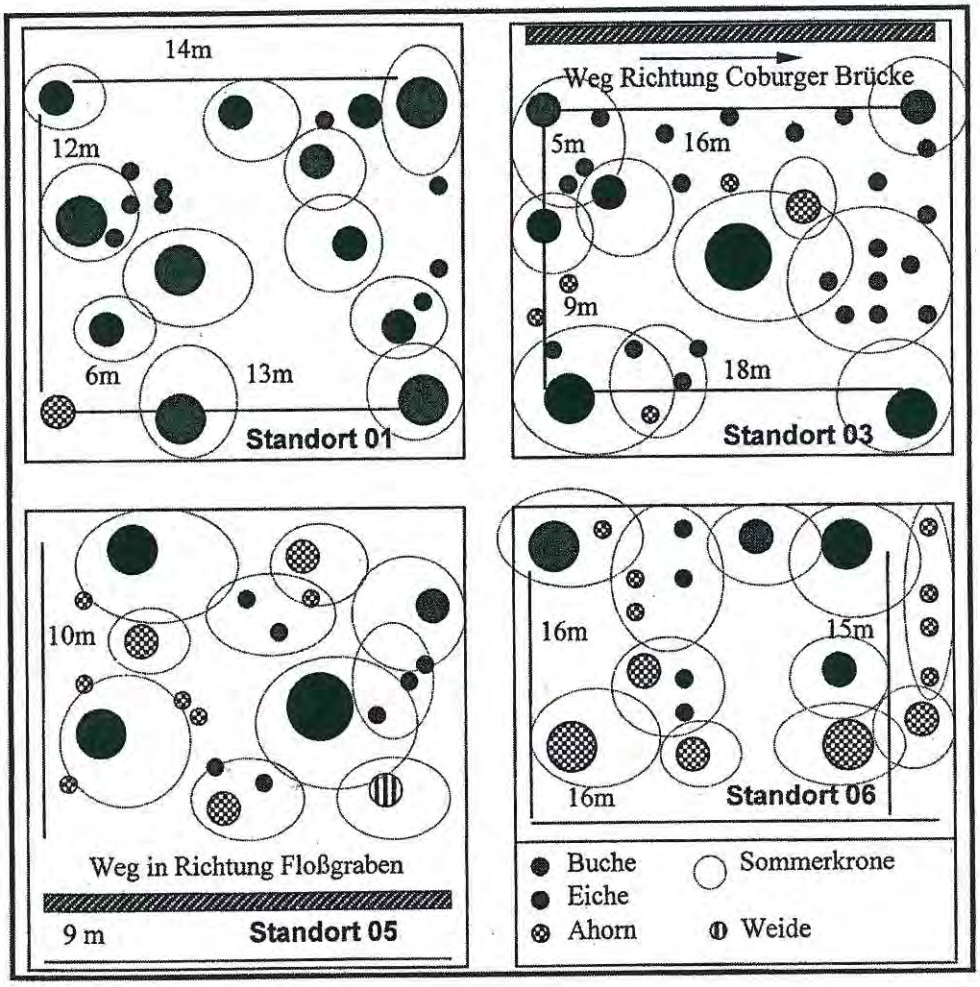


Abb. 6.4.3: Baumartenverteilung der Standorte 01, 03, 05 und 06

- Es muß sich des weiteren um Standorte handeln, bei denen nicht ein zu dichter Unterwuchs (v.a. untere Baumschicht und Strauchschicht) die Muster der pH-Werte der zentralen Bäume „überdeckt".

Abb. 6.4.4 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Stammdurchmesser bei allen ummessenen Bäumen unterschiedlicher Baumarten. Es ist zu erkennen, daß die Durchschnittdurchmesser bei 1-2,5 Metern liegen. Neben besonders kräfitgen, zentralen Stämmen der dominierenden Baumarten im Auenwald wurden auch kleinere Bäume geringerer Stammdurchmesser untersucht. Den Ergebnissen liegt die gleiche Meßmethodik nach demselben Meßprogramm zugrunde.

Es wurde erwartet, daß in einer engeren räumlichen Konzentration der Stämme und den deutlich geringeren Stammabflüssen eine weniger deutliche Ausprägung der räumlichen pH-Wert-Gradienten Stamm-Umgebung auftreten muß.

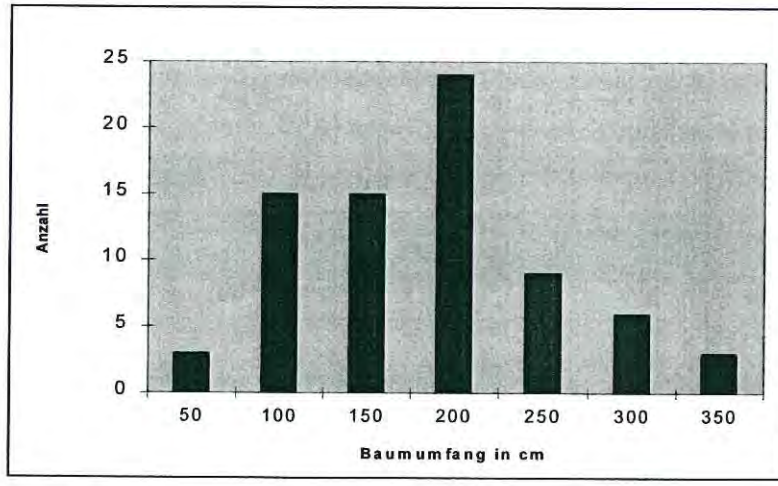


Abb. 6.4.4: Häufigkeitsverteilung der Stammdurchmesser bei allen Untersuchungen im Gebiet des Südlichen Leipziger Auenwaldes

6.5 Erfassung und Auswertung der Ergebnisse: Die pH-Werte des Oberbodens unter Berücksichtigung des Stoffeintrages

Es konnte eine nahezu kreisförmige pH-Wert-Differenzierung im Oberboden um die Baumstämme festgestellt werden, wobei in direkter Stammnähe saure Verhältnisse bis pH <3,5 erreicht werden. In stammfernen Bereichen (2-3 Meter) wurden pH-Werte von 5-6,5 ermittelt.

Hier, wo geringere Anteile des Niederschlages direkt auf den Boden treffen, ist die Pufferung der eingetragenen Protonen mittels der Lösung von Puffersubstanzen wie Austauschern (Basenauslaugung), Aluminium-Hydroxo-Komplexen sowie Eisen-Hydroxiden (pH 6,3 - 3,2) effektiver (Abb. 6.5.1).

Man kann von pH-Wert-Gradienten sprechen, welche sich vom Stamm aus im Oberboden bestimmen lassen. Ihre Ausprägung hängt vom Säuregrad des Stammabflusses und der Pufferkapazität des umgebenden Bodens entscheidend ab.

In direkter Stammnähe (10cm Abstand zum Stamm) sind die niedrigsten pH-Werte festzustellen. Ihre Variabilität liegt zwischen pH 3,4 bis pH 4,6. Eine ähnliche Variabilität ist in einer Entfernung vom Stamm von 300cm feststellbar: hier beträgt die Variabilität 1,2 pH-Stufen von 5,4 bis 6,6 (Abb. 6.5.2).

Eine deutlich höhere Variabilität weisen die Stammabstände zwischen 30cm und 1-2 Metern auf, ihre Variabilität liegt bei 1,8 pH-Stufe bzw. 1,4 pH-Stufe. Es ist ersichtlich, daß sich hier Pufferreaktionen des Oberbodens vollziehen, welche als Neutralisationsreaktionen auf die sauren Einträge der Stamm- und Interzeptionsabflüsse gewertet werden müssen. Daß es sich hierbei um saure Einträge handelt, zeigt Tabelle 6.5.1:

	$[H^+]$-Ionen	pH-Wert	Sulfat $[SO_4^{2-}]$	Nitrat $[NO_3^-]$	Chlorid $[Cl^-]$
Eiche 1	$10^{-3,3}$	3,30	96,35	40,16	13,1
Eiche 2	$10^{-3,52}$	3,52	82,53	13,75	13,35
Eiche 3	$10^{-3,22}$	3,22	235,45	32,23	23,3
Esche 1	$10^{-3,75}$	3,75	50,19	13,79	8,03
Esche 2	$10^{-3,94}$	3,94	30,4	5,12	5,82
Esche 3	$10^{-4,09}$	4,09	62,79	6,23	8,62

Tab. 6.5.1: Durchschnittliche Gehalte an H^+-Ionen, Sulfat, Nitrat und Chlorid von Stammabflüssen der Arten *Quercus robur (= pedunculata)* und *Fraxinus excelior* am Standort 02 im Südlichen Leipziger Auenwald (Halbjahreswerte in mg/l)

Medium	**Aue Leipzig 1998**	***Hintermaier & Zech* 1997**
Freiland - N	4 - 6 mg/l	2 ... 10 mg/l
Bestands - N	4 - 20 mg/l	bis 40 mg/l
Stammabfluß	60 - 200 mg/l	keine Angabe
Bodenlösung	30 - 60 mg/l	bis 80 mg/l

Tab. 6.5.2: Vergleich der Gehalte an DOC in Freiland-, Bestandsniederschlag und Stammabfluß sowie nach Perkolation durch die organische Bodenauflage im Südlichen Leipziger Auenwald mit Literaturdaten

Des weiteren sind die Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) besonders in den Stammabflüssen sehr hoch (vgl. Kapitel 7.9), verglichen mit Literaturwerten (*Hintermaier-Erhard & Zech 1997*), bei denen nach dem Passieren des Niederschlages durch den Interzeptionsraum allgemein, ohne Spezifzierung von Bestandsauskämmung und Stammabfluß Gehalte von bis zu 40mg/l DOC angegeben werden und bei Perkolation durch organische Auflage bis zu 80mg/l DOC erreicht werden (vgl. Tab. 6.5.2).

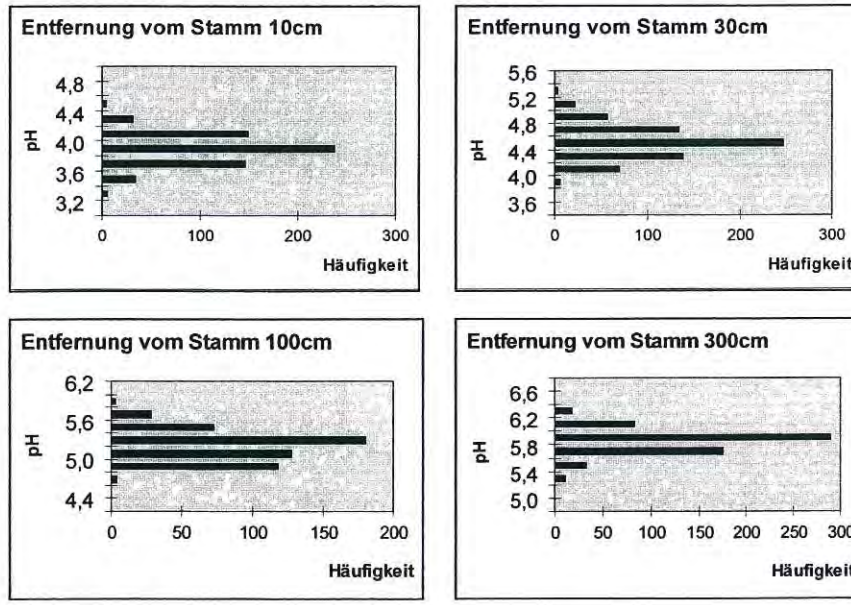


Abb. 6.5.1: Die Häufigkeitsverteilung von Oberboden-pH-Werten an den Standorten 01-07 im Südlichen Leipziger Auenwald für den Zeitraum Sommer 1996 bis Winter 1997 (Mittelwerte je Himmelsrichtung)

pH-Werte Gruppe	*Stammabstand*			
	10cm Häufigkeit	**30cm** Häufigkeit	**100cm** Häufigkeit	**300cm** Häufigkeit
3,4	**6**			
3,6	**35**			
3,8	**146**	**1**		
4,0	**237**	**6**		
4,2	**148**	**69**		
4,4	**32**	**137**		
4,6	**4**	**247**	**1**	
4,8		**133**	**4**	
5,0		**57**	**118**	
5,2		**22**	**127**	
5,4		**3**	**180**	**11**
5,6		**1**	**73**	**32**
5,8			**28**	**175**
6,0			**3**	**289**
6,2				**83**
6,4				**18**
6,6				**1**

Abb. 6.5.2: Verschiebung der Häufigkeit bestimmter pH-Wertegruppen in Abhängigkeit vom Abstand zum Stamm (Südlicher Leipziger Auenwald)

Es ist allgemein eine größere Variabilität der pH-Werte in den Frühjahrs- und Sommermonaten gegenüber dem Herbst-Winterzeitraum erkennbar, besonders in der Häufigkeit des Auftretens besonders hoher und besonders niedriger pH-Werte.

pH-Gruppe	**10cm**		**30cm**		**100cm**		**300cm**	
	Fr/So[1)]	**He/Wi**[2)]	**Fr/So**	**He/Wi**	**Fr/So**	**He/Wi**	**Fr/So**	**He/Wi**
3,4	**4**	**2**						
3,8	**123**	**58**	**1**	**1**				
4,2	**133**	**252**	**38**	**37**				
4,6	**10**	**26**	**154**	**230**	**1**			
5,0			**63**	**127**	**47**	**75**		
5,4			**12**	**13**	**88**	**219**	**6**	**5**
5,8			**1**		**88**	**13**	**68**	**139**
6,2					**3**		**167**	**195**
6,6							**17**	**2**

[1)] Frühjahr/Sommer [2)] Herbst/Winter

Abb. 6.5.3: Vergleich der Häufigkeiten von pH-Werte-Gruppen als Zeiger einer deutlichen jahreszeitlichen Variabilität im Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes

Dies ist in jedem Falle als ein Einfluß der jährlichen Vegetationsperiode und des verstärkten biochemsichen Umsatzes im Frühjahr und Sommer zu werten, da während der Vegetationsperiode dem Boden deutlich größere Mengen an Nährstoffen entzogen werden. Dabei zeigt sich, daß nicht nur die Variabilität aller gemessenen pH-Werte sich in jahreszeitlicher Abhängigkeit unterscheidet, sondern auch in Abhängigkeit von der Entfernung zum Stamm nochmals eine veränderte Häufigkeitsverteilung der pH-Werte-Gruppen sichtbar wird (Abb. 6.5.3). Darüber hinaus zeigen auch die Stoffgehalte in Bestandsniederschlag und Stammabflüssen (Abb. 6.5.4.) eine Schwankungsbreite, welche innerhalb eines Jahresganges auftritt und als ökologisch relevant betrachtet werden muß. So kann es vorkommen, daß innerhalb der jährlichen Schwankungen zwischen Sommer und Winter die Stoffkonzentrationen z.T. doppelt und dreifach so hoch/niedrig sind und man trotzdem nicht von einer „Belastung" sprechen kann, da diese Schwankungsbreite höchstwahrscheinlich den regionalen Hintergrund für bestimmte atmogene Einträge darstellt.

	pH	el.Lf. (µS/cm)	DOC (mg/l)	SO_4^{2-} (mg/l)	Ca (mg/l)
Quercus r.	2,8-3,5	600-2000	30-370	50-1000	20-500
Mittel	***3,1***	***850***	***100***	***200***	***120***
Fraxinus e.	3,6-4,5	300-2000	30-170	40-2300	10-200
Mittel	***4,0***	***500***	***70***	***80***	***50***

Abb. 6.5.4: Schwankungsbreiten und Mittelwerte von Stoffkonzentrationen in den Stammabflüssen der Arten *Quercus r.* und *Fraxinus e.*innerhalb eines Jahresganges

Man kann festhalten: es ist eine doppelte Abhängigkeit der Verteilung und Ausprägung der Oberboden-pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald feszustellen, zum einen die jahreszeitliche und zum anderen die der Entfernung zum Stamm. Letztere paußt sich auch innerhalb der jahreszeitlich bedingten Unterschiede für die vermessenen Stammabstände durch.

6.6 Sind die Oberboden-pH-Werte abhängig von der Baumartenzusammensetzung?

Neben diesen beiden Abhängigkeiten der räumlichen Verteilung der Oberboden-pH-Werte ist noch eine dritte festzustellen. Diese betrifft die Ausprägung der pH-Wert-Muster in Abhängigkeit von der Baumart. In die Untersuchung wurden Bäume der Arten *Quercus robur*, *Acer platanoides*, *Fraxinus excelsior* und *Carpinus betulus* einbezogen.

Die pH-Werte in den Beständen des Spitzahorns (*Acer platanoides)* lagen v.a. in den Sommermonaten geringfügig höher als die der Stieleichen-Hainbuchen- sowie Eschenstandorte (Abb. 6.6.1). Allgemein zeigen die pH-Werte in der Umgebung von *Acer platanoides* eine wesentlich geringere Variabilität als *Quercus* und *Carpinus*.

Dies zeigt die unterschiedlichen Eigenschaften der Stämme dieser Baumarten, v.a. ihrer Stammabflüsse. Die Stammabflüsse der Baumart *Acer platanoides* wurden nicht kontinuierlich wie die der Arten *Quercus* oder *Fraxinus* untersucht, doch ergab die Auswertung einer singulären Stammabflußbeprobung von *Acer platanoides* (n=20), daß auch die Acidität dieser Stammabflüsse geringer ist (pH >4,0) als die durchschnittliche Acidität der anderen Stammabflüsse (pH <4,0; vgl. Tab. 6.6.2).

Es ist demnach festzustellen, daß ebenfalls eine Abhängigkeit des Säurestatus im Oberboden der Auewaldböden von der umgebenden Baumart besteht, v.a. von deren Protonengehalten und Säuren im Stammabfluß, aber auch ihrer Streu und deren Zersetzungsrate. Eine signifikante Bedeutung der Streuzersetzung als Differenzierungsmerkmal für Flächen innerhalb des Auewaldes konnte nicht gefunden werden, da keine Mineralisierungsraten oder Humifizierungsraten ermittelt wurden. Über diesen Weg wäre der Einfluß der Streu auf den Säurestatus der Böden noch detaillierter zu klären.

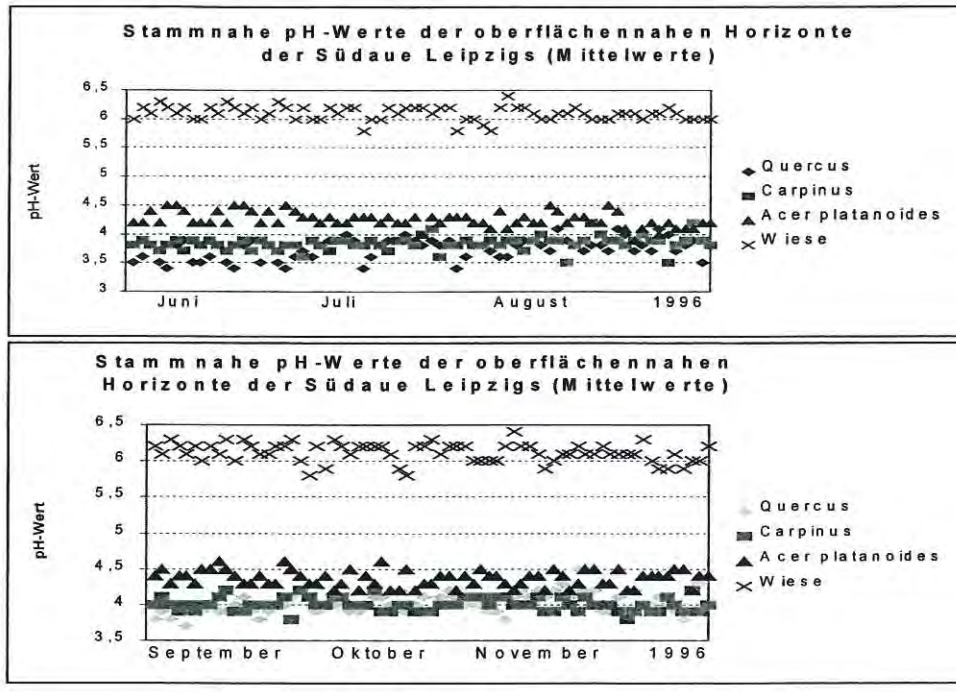


Abb. 6.6.1: Stammnahe pH-Werte in ihrer jahreszeitlichen Abhängigkeit. In der Sommer- und der Herbstperiode liegen die stammnahen pH-Werte im Oberboden von Spitzahorn-Standorten höher als die der Eichen/Buchen-Standorte. Eine Waldwiese nahe der Coburger Brücke wird zum Vergleich angeführt. Darüber hinaus kann man bei jahreszeitlichen Vergleich dieses Ausschnittes des Meßprogrammes feststellen, daß die pH-Werte für den Sommer 1996 tiefer liegen als im Herbst.

Vergleicht man die stammnahen pH-Werte der untersuchten Arten im Auenwald, kann man feststellen, daß auch innerhalb der Häufigkeitsverteilung von pH-Werte-Gruppen die Art *Acer* von den typischen Auewaldarten *Quercus* und *Carpinus* abweicht, in Variabilität und Höhe der pH-Werte (Abb. 6.6.2/3).

Bis in Stammabstände von 3 Metern läßt sich diese Tendenz nachweisen, da in der Umgebung von Ahorn weder so niedrige noch so hohe pH-Werte erreicht werden, wie in der Umgebung von Buche, Eiche oder Esche (vgl. *Neumeister et al. 1997*).

Untersuchungen zur baumartenspezifischen Ausprägung der pH-Werte und damit des Säurestatus von Waldböden wurden auch vor dem Entwurf des Meßprogrammes im Leipziger Auenwald in Nadel- und Mischwäldern durchgeführt (vgl. *Neumeister et al. 1997*). Aus Ergebnissen in einem ostthüringischen Fichtenwald auf Bundsandstein geht hervor, daß auch hier eine Bestandsspezifik der Oberboden-pH-Werte in Abhängigkeit von den Niederschlagsab-

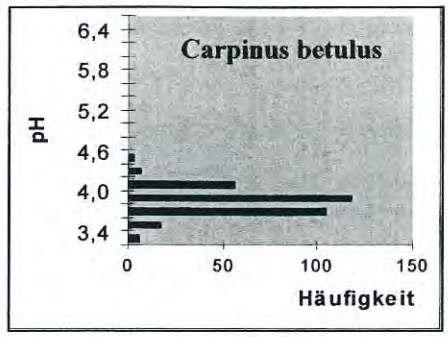
leitern vorliegt, die Streuung der Werte aber deutlich geringer ist (10-500cm - pH 2,9-3,5) als in den Leipziger Auenwäldern. Da es sich hier um eine zur Versauerung neigende Landschaft (kalkarmer Untergrund; podsolige, verbraunte Böden; Fichtenforst) handelt, sind die an sich niedrigen pH-Werte erklärbar (*Haase & Neumeister 1998*).

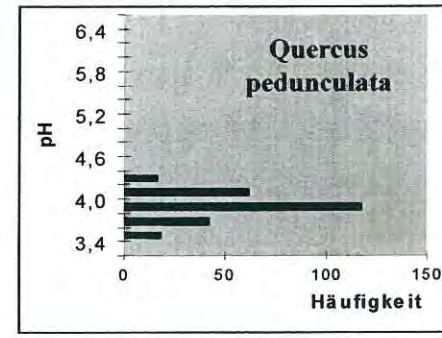
pH	10 cm			30 cm			100 cm			300 cm		
	Q	C	A	Q	C	A	Q	C	A	Q	C	A
3,4	0	6										
3,6	18	17										
3,8	42	104		1								
4,0	117	118	2	6								
4,2	62	56	30	36	33							
4,4	16	7	9	52	76	9						
4,6	1	3		84	143	20		1				
4,8				59	67	7	3	1				
5,0				29	28		47	71				
5,2				10	12		73	51	3			
5,4					3		64	105	11		11	
5,6					1		66	1	24	25	7	
5,8							22		15	80	94	1
6,0							3			127	129	33
6,2										45	27	11
6,4										11	7	
6,6											1	

Abb. 6.6.2: Vergleich der Häufigkeiten von pH-Werte-Gruppen im Oberboden als Zeiger einer deutlichen Abhängigkeit von der Baumart (Jahresgänge 1996/97)
Q = *Quercus robur/pedunc.* C = *Carpinus betulus* A = *Acer platanoides*

Im Ostthüringer Muschelkalkgebiet westlich von Kahla wurden in einem Laubmischwald mit wenig Nadelbäumen pH-Werte in 10-600cm Stammabstand mit einer Streuung von 2,9-5,9 ermittelt. Die größere Differenzierung der pH-Werte in den oberflächennahen Horizonten in den Laubwäldern kann durch die unterschiedliche Niederschlagsableitung des Schirmtyps (Nadelbäume) und Trichtertyps (Laubbäume; *Otto 1994*) erklärt werden, welche je nach Abfluß des Interzeptionsraumes eine geringere oder hohe Konzentration des Niederschlages im Stammbereich hervorruft (Tab. 6.6.1/2).

Auch die artenreichen Auenwälder in Leipzig zeigen, obwohl sie nur singuläre, gepflanzte Nadelbaumvorkommen aufweisen, also einen reinen Laubwald darstellen, eine größere Variabilität in den Oberboden-pH-Werten.





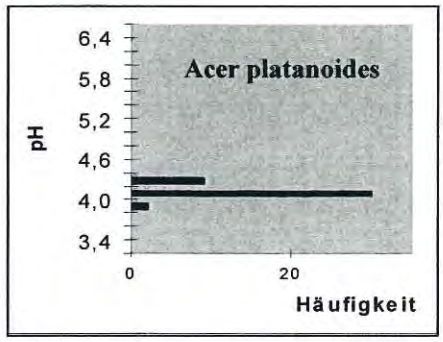


Abb. 6.6.3: Vergleich der stammnahen pH-Werte der *Arten Acer, Quercus* und *Carpinus* im Südlichen Leipziger Auenwald

Profil zwischen Fichte 1 und Fichte 2			
0,10 m zu Fichte 1	**1,10 m**	**1,70 m**	**2,50 m (0,10 m von Fichte 2)**
3,00	3,32	3,18	3,22
3,38	3,09	3,16	3,24
3,18	3,37	3,22	3,20
3,22	3,17	3,22	3,20
3,16	3,32	3,17	3,23
MW*	**3,19**	**3,25**	**3,19**	**3,22**
STD*	**0,012**	**0,011**	**0,03**	**0,02**
MAX*	**3,38**	**3,37**	**3,22**	**3,24**
MIN*	**3,00**	**3,09**	**3,16**	**3,20**

Tab. 6.6.1: Bestandsabhängige pH-Werte der Oberbodenhorizonte eines Fichtenwaldes in Ostthüringen, Buntsandsteingebiet südöstlich Kahla

Dieser ließe sich im Gegensatz zu den Nadelwäldern dadurch erklären, daß die Kronenform von Laubbäumen stärker in Ausprägung, Breite und Laubfülle bzw. Lichtheit variiert als die von Koniferen. Auch die große Verschiedenheit der Stämme, auch innerhalb einer Baumart

(z.B. *Acer* oder *Quercus*) an sich schlägt sich in einer deutlich höheren Standardabweichung der pH-Werte nieder (vgl. Tab. 6.6.3).

Profil zwischen Kiefer und Feldahorn					
0,10 m von Kiefer	**1,0 m**	**2,0 m**	**3,0 m**	**4,0 m**	**4,5 m 10 cm von Feldahorn**
3,41	4,80	4,99	4,91	4,93	3,91
3,21	5,38	4,95	5,04	4,76	3,80
2,96	5,35	4,90	5,28	4,23	3,80
2,94	5,02	5,01	5,31	4,53	3,76
3,14	5,10	5,05	5,29	4,36	3,88

MW	**3,13**	**5,13**	**4,98**	**5,17**	**4,56**	**3,84**
STD	**0,17**	**0,22**	**0,05**	**0,16**	**0,26**	**0,05**
MAX	**3,41**	**5,38**	**5,05**	**5,31**	**4,93**	**3,91**
MIN	**2,94**	**4,80**	**4,90**	**4,91**	**4,23**	**3,76**

MW = Mittelwert STD = Standardabweichung MIN = Minimum MAX = Maximum
Quelle: *Neumeister et al. 1997*

Tab. 6.6.2: Bestandsabhängige pH-Werte eines Laubmischwaldes auf Muschelkalk westlich von Kahla, Ostthüringen

Resümierend kann man aus den Ergebnissen der in-situ-Untersuchung der Oberboden-pH-Werte fesstellen:

1. Die Wirkung von Säuren und Säurebildnern aus der Atmosphäre erfolgt über den Waldbestand auf die Böden. Dabei besteht die Spezifik der „Säureneinwirkung" in ihrer Verteilung durch den Interzeptionsraum (Bestandsniederschlag, Kronendirektaufnahme, Auskämmung, relative Anreicherung durch Interzeptionsverdunstung) und die zentralen Baumstämme (Stammabflüsse).
2. Die nahezu konzentrische Verteilung bestimmter pH-Werte-Gruppen um die Baumstämme bestätigt diese Aussage. Man kann von pH-Wert-Gradienten in Abhängigkeit vom Stammabstand sprechen, die die Stellen des Eintrages am Stamm („Protonenpool") anzeigen und ebenso die Bereiche der Pufferung durch den Boden.
3. Man kann demzufolge räumlich Verteilungsmuster der pH-Werte in den oberflächennahen Bodenhorizonten erkennen, die als ein Schlüssel zum Verständnis von Säureeinwir-

kunsgprozessen in Waldböden gewertet werden können. Sie geben die räumliche Funktion der Bodenacidität unter Bestand wider.

Entfernung von Buche 1			
0,10 m	**0,3 m**	**1,0 m**	**3,0 m**
3,6	4,5	5,2	6,0
3,6	4,8	5,5	5,8
4,0	4,5	5,4	5,7
4,0	4,4	5,6	5,6
3,6	4,7	5,4	5,8
3,8	4,0	5,4	5,8
3,7	3,9	5,4	5,8
3,8	3,9	5,5	5,7
3,8	4,0	5,4	5,7
3,6	4,0	5,5	5,7

MW	**3,8**	**4,3**	**5,4**	**5,8**
STD	**0,06**	**0,12**	**0,06**	**0,06**
MAX	**4,0**	**4,8**	**5,6**	**6,0**
MIN	**3,6**	**3,9**	**5,2**	**5,6**

Tab. 6.6.3: Bestandsabhängige Oberboden-pH-Wert-Aufnahme im Südlichen Leipziger Auenwald (Buchen-Eichen-Eschen-Laubwald)

1. Es ist eine jahreszeitliche Variabilität und Abhängigkeit festzustellen, die zeigt, daß besonders im Frühjahr und Sommer ein Basendefizit im Oberboden besteht. Des weiteren ist auch eine baumartenspezifische Abhängigkeit der Oberboden-pH-Wertemuster erkennbar. Besonders *Acer platanoides* und *Acer campestre* zeigen die geringste Versauerung um seine Stämme. Die Abhängigkeit des Säurestatus im Oberboden der Auenwaldböden von der umgebenden Baumart besteht auch in den Protonengehalten und Säuren im Stammabfluß, aber auch ihrer Streu und deren Zersetzungsrate.

6.7 Zur Rolle des Stammabflusses und dessen Einfluß auf die Böden

6.7.1 Bedeutung des Stammabflusses

In den EU-Meßprogrammen der Stufen Level I und Level II (*LfUG; LAF* u.a.) wird dem Stammabfluß als Einflußgröße im Bestand keine besondere Bedeutung beigemessen. Da aber in besonderem Maße in Laubwäldern erhebliche Teile der Niederschlagsableitung eines Baumes über den Stammabfluß erfolgt (*Otto 1994*), darüber hinaus im Stammabfluß die kronen-

spezifische Anreicherung und Bildung bestimmter Elemente verändert und letztendlich organische Säuren (Huminsäuren) über den Stammabfluß in die Böden eingetragen werden, sollen Eigenschaften von Stammabflüssen in den Auenwaldbeständen dargestellt werden. Dabei wird von der These ausgegangen, daß Stammabflüsse als Streßfaktoren für Bodenflora und Bodenfauna dahingehend angesehen werden müssen, als daß durch sie ein artenspezifischer Stoffeintrag organischer und anorganischer Spezies auf/in die Böden stattfinden. Dieser Eintrag löst Pufferreaktionen in Boden und Organismen aus.

In den Ausführungen soll neben der Darstellung anorganischer Stoffgehalte in den Stammabflüssen auch auf Vorkommen und Verteilung von DOC (v.a. Huminsäuren) im Bestand gelegt werden, da diese Stoffe in gelöster Form und partikulär transportieren können.

Tabelle 6.7.1.1 zeigt die Anteile von gelöster organischer Substanz in den Stammabflüssen. Stammabflüsse der Baumarten *Quercus robur* und *Fraxinus excelior* wiesen sehr niedrige pH-Werte von 3,2-4,5 auf, wobei ein deutlicher Unterschied im Säuregrad der Stammabflüsse zwischen diesen beiden Arten über einen gesamten Jahresgang zu beobachten ist (Abb. 6.7.1.1).

Diese Tatsache läßt die Vermutung zu, daß spezifische Stammeigenschaften (Borke; Rinde) einer jeden Baumart neben den atmospärisch eingetragenen Säuren bzw. Säurebildnern und deren relativer Konzentration im Kronenraum für den Säuregrad (Acidität) des jeweiligen Stammabflusses entscheidend verantwortlich sind.

	$[H^+]$	pH-Wert	DOC	IC	TC	DIN
Quercus 1	$10^{-3,3}$	3,30	92,71	0	92,71	23,25
Quercus 2	$10^{-3,52}$	3,52	79,77	0	79,77	21,19
Quercus 3	$10^{-3,22}$	3,22	206,8	0	206,8	41,36
Fraxinus 1	$10^{-3,75}$	3,75	60,88	0	60,88	10,39
Fraxinus 2	$10^{-3,94}$	3,94	90,81	0	90,81	12,97
Farxinus 3	$10^{-4,09}$	4,09	113,6	0	113,6	11,47

Tab. 6.7.1.1: Relevante durchschnittliche Gehalte an $[H^+]$, C (gelöst) und N (gelöst) für die Stammabflüsse der Auenwaldarten *Quercus robur* and *Fraxinus excelior* im Südlichen Leipziger Auenwald (mg/l)

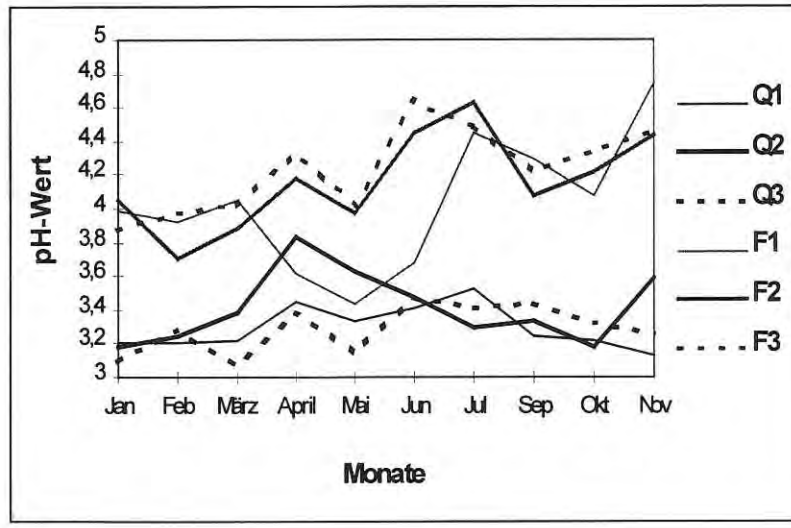


Abb. 6.7.1.1: Acidität der Stammabflüsse der Bäume *Quercus robur* (Q1-3) und *Fraxinus excelior* (F1-3) im Jahresgang 1998

6.7.2 Säureeintrag im stammnahen Bereich

Wie bereits in Kapitel 6 bei der Diskussion der in-situ-Meßprogramme für Boden-pH-Werte erwähnt wurde, zeigten sich extrem niedrige pH-Werte im Bereich direkt um die Baumstämme in nahezu konzentrischer Anordnung. Darüber hinaus sind um viele Bäume vegetationsfreie Ringe zu beobachten, die auf einen vermehrten Säureeintrag schließen lassen (Abb. 6.7.2.1; u.a. *Kulhavý et al. 1998*).

Die Säuren, welche über den Stammabfluß in den Boden eingetragen werden, setzen sich aus anorganischen Säuren, die aus atmosphärischen Säurebildnern (z.B. NO_x, SO_x; vgl. dazu *Wild 1995, Hedin & Likens 1996*) bei Niederschlag gebildet werden und im Bestand einer relativen Anreicherung unterliegen, sowie aus organischen Säuren, welche bestandsdeterminiert sind (*Haase et al. 1998*). Diese Einträge wirken im Boden durch Protonenzufuhr versauerend. Die substratgebundene Pufferung der Böden in größerer Entfernung vom Stamm gegenüber Säuren läßt die „vegetationsfreien Ringe" allerdings ein lokal begrenztes Phänomen bleiben.



Abb. 6.7.2.1: Vegetationsfreie Bereiche um die Stämme großer Bäume bedingt durch den massiven Säureeintrag über den Stamm (Foto: D. Haase)

6.7.3 Vorkommen von Huminsäuren im Auwaldbestand

Für die Untersuchung der Rolle von Huminsäuren im Waldbestand sowie in den Stammabflüssen ist die Herkunft der DOM von Bedeutung. Nur so kann die Funktion des Bestandes, wie bereits im in-situ-Meßprogramm erläutert, als Prozeßgröße und Einflußfaktor im Waldökosystem besser erklärt werden. Durch RP-HPLC-Analysen (reversed Phase High Performance Liquid Chromatography; Methodenentwicklung nach *Schneider et al. 1998, Krüger et al. 1998*) konnte ermittelt werden, daß in den Komponenten Bestandsniederschlag und Stammabfluß des Waldbestandes Huminsäuren enthalten sind, welche durch die Niederschlagsableitung in die Auenböden gelangen. Daher liegt die Vermutung nahe, daß diese gelösten organischen Säuren einen wesentlichen Einfluß auf die bodenbürtigen, terrestrischen Gehalte an DOC und Huminstoffe i.a. besitzen. Da die Stammabflüsse der Arten *Fraxinus excelior* und *Quercus robur*, welche bereits im in-situ-Meßprogramm untersucht wurden

- sehr niedrige pH-Werte aufwiesen (Tab. 6.7.1.1),
- farblich auffällig braun waren,
- und deren DOC-Werte (dissolved organic carbon) als hoch einzustufen sind (Tab.6.7.1.1),

sollen in an diese Arbeit anschließenden Meßprogrammen die Stammabflüsse als auch der Bestandsniederschlag betreffend seiner Huminstoffgehalte (HA, FA) und deren Strukturen

näher untersucht werden (vgl. auch *Haase et al. 1998*). An dieser Stelle wird deutlich, daß gerade geoökologische Analysen eine kontnuierliche Erweiterung bzw. Vertiefung der Komponentenuntersuchung erfahren, welche über die Sythese von Detailfakten zur Erklärung von Prozeßgrößen und Prozessen in den Geoökosystemen selbst führen.

So gehören die gelöste organische Substanz (DOM) und Huminstoffe zu den wesentlichen Substanzen in Wäldern und Waldböden. Sie besitzen Kolloideigenschaften (v.a. spezifisch große Oberflächen; negative freie Ladungen von z.B. Carboxyl- (COOH --->COO^-, Carbonyl- (>C=O) und Hydroxy-Gruppen (OH ---> O^-; *Krüger 1995*) und stellen somit Träger für Bindungen von Metallionen dar. Durch die Einbindung der Metallionen in die Strukturen der Huminstoffe entstehenden metallorganischen Komplexe sind i.a. schwer löslich und stabil in der Bodenlösung *(Hintermaier-Erhard & Zech 1997)*. Mit steigender Bodenacidität nimmt die Stabilität der Komplexe zu. Allerdings werden sie bei zunehmender Bodenalkalinität mobilisiert und können gelöst werden. Daher spielen sie auch bei Mobilisierungs-, Immobilisierungs- und Remobilisierungsprozessen der in den chelatartigen Komlexen eingebundenen (Schwer)Metallen in Abhängigkeit vom pedochemischen Reaktionsmilieu eine wichtige Rolle *(u.a. Ziechmann 1980, Krüger 1995, Schneider et al. 1996/97/98, Neumeister et al. 1997)*.

Aus den angeführten Gründen läßt sich schlußfolgern, daß der Säurestatus als komplexer Parameter auch das Bindungs- und Lösungsverhalten von DOM und Huminstoffen im Boden steuert.

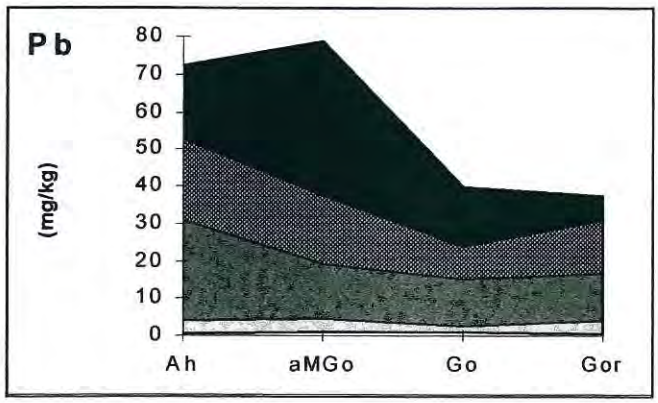


Abb. 6.7.3.1: Metallbindungsformen des Elementes Blei im Profil 01 (▭ organisch gebundener Anteil; andere Signaturen vgl. Kapitel 7.7)

Die ersten Untersuchungsergebnisse zu Vorkommen und Gehalten von DOM im Bestand und den Waldböden zeigen darüber hinaus, daß, initiiert durch den Bestand und seinen „Abfall", die obersten 10cm eines Waldbodens einen äußerst wichtigen „Umsatzreaktor" für den Stoffhaushalt desselben darstellen.

Es kann geschlußfolgert werden, daß

- mit Hilfe der Analyse der Stammabflüsse Erkenntnisse über geoökosystemare Zusammenhänge in Wäldern schaffen sowie Stoffeinträge, -umsätze und -umbildungen nachvollziehbar erfaßt werden könnten und
- die im Boden nachweisbaren Huminsäuren und gelöste organische Substanz (DOM) erheblich vom Bestand und dessen Artenspekrtum beeinflußt wird.

Austauscher	spez. Oberfläche ($m^2 * g^{-1}$)	mittlere KAK (mmol/100g)
Kaolinite	1 - 40	3 - 15
Illite, Glimmer	50 - 200	20 - 50
Smectite	600 - 800	70 - 130
Vermiculite	600 - 700	150 - 200
Metalloxide	50 - 200	3 - 25
Allophane	700 - 1100	10 - 50
Huminstoffe	**800 - 1000**	**<150 - >250**

Tab. 6.7.3.1: Wichtige Eigenschaften von Kolloiden im Boden in Bezug auf ihre Bindungskapazität (nach *Kuntze et al. 1994*)

Da Huminstoffe, wie einleitend erläutert, eine hohe Anzahl von Bindungsvalenzen zur Verfügung stellen (Tab. 6.7.3.1), sind ihre Struktureigenschaften sowie ihre Herkunft und räumlich heterogene Bildung von großer Bedeutung für Metalle und Kationensäuren, welche im Boden an die DOM gebunden sind. Abb. 6.7.3.1 zeigt nochmals die hohen Anteile des umweltrelevanten Elementes Blei, welche spezifisch mit der organischen Substanz mobilisiert und verlagert werden können.

6.7.4 Schlußfolgerungen

Die große Relevanz der chemischen Eigenschaften der Stammabflüsse allgemein sowie insbesondere der Huminsäuren aus Stammabfluß, Kronentraufe und Bodenlösung für das pedochemische Reaktionsgeschehen und der Einfluß des Säurestatus wiederum auf die metallorganischen Komplexe machen weitere Untersuchungen zu diesem Thema notwendig.

Da im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen nur ein kleiner Beitrag zu diesem Thema in Form dieses Kapitels geleistet werden konnte, soll unterstrichen werden, daß ebenso wie für die Boden-pH-Werte als ökosystemrelevante und steuernde Parameter auch für die DOM (v.a. Huminstoffe) deren Vorkommen (Verbreitung) in den verschiedenen Geosystemkomponenten, Boden und Bestand, als auch ihre chemischen Zustandsformen detaillierter nachgewiesen werden müßten, um so die Schlüsselposition der DOM und SOM (soil organic matter) ähnlich wie die des Säurestatus besser beweisen zu können.

Darüber hinaus konnte gezeigt werden, daß der Stammabfluß und seine chemischen Eigenschaften ganz wesentlich die Pedosphäre in den Auenwäldern beeinflussen und ihre räumliche Heterogenität und Funktion mitbestimmen.

Die Untersuchung terrestrischer und bestandsgebundener Huminsäuren in Stammabfluß und Bestandsniederschlag stellt ein wichtiges, zukünftiges Arbeitsfeld zu Säurestatus und elementspezifischem Mobilisierungspotential DOM-gebundener organischer und anorganischer (Schad-)Stoffe in den Geokomponenten im Wald in bezug auf die Waldböden dar.

Da der pH-Wert als bodenchemischer Parameter nicht ausreicht, den Säurestatus des Bodens und das Reaktionsmilieu im Ökosystem ausreichend zu charakterisieren, da er nur die Säurestärke beschreibt, und nicht die Säuremenge im Boden (vgl. *BMELF 1997*), wurde zusätzlich die Pufferkapazität der oberflächennahen Bodenhorizonte im Südlichen Leipziger Auenwald untersucht als Ausdruck für die Pufferfunktion des Bodens. Dabei waren in besonderem Maße die Säuren- und Basenneutralisiationskapazität (ANC und BNC) und versauerungsrelevante bzw. durch Alkalinisierung mobilisierbare Metalle, die in den Komponenten Niederschlag, Bestandsauskämmung, Stammabfluß und Bodenlösung enthaltenen Ionenäquivalentmengen und die Bindungsform bzw. Speziation von Elementen im Boden zur näheren Charakterisierung von Austauschprozessen von Interesse.

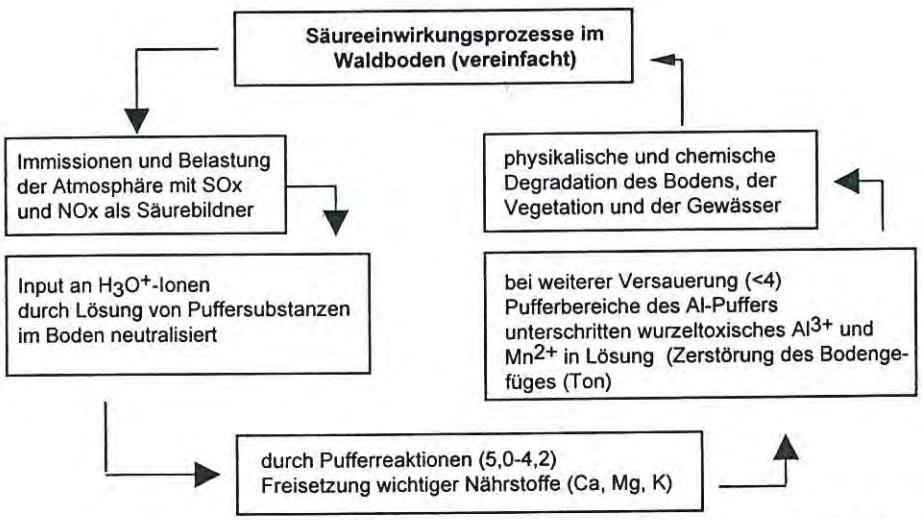
Wie ist ein Boden in einer bestimmten Entfernung vom Säureeintragspfad Stamm in der Lage, den Protonen-Input abzupuffern ? Welche Ionen und Puffersubstanzen spielen eine besondere Rolle, und ist auch in dieser Frage die Entfernung vom Stamm oder die Baumartenzusammensetzung von Bedeutung ?

Lassen sich die gleichen entfernungs- und baumartenspezifischen räumlichen Verteilungsmuster in der Waldfläche wiedererkennen, welche die in-situ-Methode zeigt ? Wäre dies der Fall, würde sich das hier vorgestellte Meßprogramm in-situ im Ökosystem nachhaltig auch für ähnlich gestaltete Wälder als eine äußerst effiziente Möglichkeit erweisen, eine erste Einschätzung des Säurestatus im Waldboden vorzunehmen.

7 Leipzigs Auenwaldböden - ein Puffer für Umweltbelastungen ?

7.1 Die geoökologische Bedeutung des Säurestatus von Waldböden

Der Waldboden als eine Hauptkomponente eines Waldökosystems besitzt als Nährstoffspeicher und Puffersystem für eingetragene Fremdstoffe essentielle Bedeutung. Seit Beginn der achtziger Jahre wurden verstärkt die sogenannten neuartigen Waldschäden in den Bereichen der Mittelgebirge festgestellt als Folge von Säuredeposition in Boden und Gewässern (*Papke et al. 1987*). Sichtbar wird dabei v.a. das Ausmaß der Schädigung der Wälder an den absterbenden und Krankheitssymtome zeigenden Bäumen, weniger dagegen die schwerwiegenden ökologischen Konzequenzen für den Waldboden als Träger der Versorgungs- bzw. Filterfunktionen für Waldbaum und Gewässer. Mit sauren Niederschlägen (pH <5,0, *Press & Siever 1995*; 4,4-4,0; *Alloway et al. 1996*) erfährt der Waldboden mit den Niederschlägen einen Input an H^+-Ionen, welche im Boden durch die Lösung von Puffersubstanzen neutralisiert werden (Abb. 7.1.1).



Entwurf: *Haase 1997*

Abb.7.1.1: Vereinfachtes Prozeßschemata zur Säureeinwirkung in Waldböden

Während die Form der Waldschädigung durch Säureeinträge aus den Bereichen der Mittelgebirge seit längerem bekannt ist (u.a. *Papke et al. 1987, BMELF 1997, Wild 1995, Rehfuess 1990*), wurden geoökologische Untersuchungen in mitteldeutschen Auenwäldern hinsichtlich dieser Erscheinung selten bzw. noch nicht durchgeführt. Dabei besitzt der Boden als Langzei-

tindikator im Zusammenhang mit atmogener Schadstoffimmission essentielle Bedeutung für das Waldökosystem (*Popp et al. 1997*). Die Leipziger Auenwälder sind zur Klärung dieser Frage besonders interessant, da hier, wie bereits ausführlich beschrieben, bis 1990 eine künstliche Aufbasung der Waldböden durch die alkalischen Komponenten der Flugaschen (v.a. Ca. Mg) erfolgte.

Da der pH-Wert nur eine begrenzte Aussage über den Säurestatus im Waldboden zuläßt, da er nur Auskunft über die Säurestärke (H^+-Ionen-Konzentration) gibt, ist es von Notwenigkeit, noch weitere Parameter im Boden zu bestimmen, welche dann in ihrer Gesamtheit eine Bewertung des Säurestatus, d.h. des geochemischen Reaktionsmilieus im Waldboden, zuläßt. Als derartige Parameter im Waldökosystem sind zum einen der Gehalt an Hydrogencarbonat (HCO_3^-), die ANC und BNC (Acid und Base Neutralisation Capacity) anzusehen, welche über die Pufferkapazität eines Bodens Auskunft geben, da sie nicht die Säurestärke, sondern die Säuremenge im Boden repräsentieren (Kapitel 6).

Infolge nachlassender basischer Einträge und des Wegfalls einer künstlichen Aufbasung der Leipziger Waldböden mit Bestandteilen der Braunkohlenflugaschen ist eine Mobilisierung der atmogen (Flugaschen, Stadtnähe) und fluvial (aus den Einzugsgebieten) eingebrachten Stoffe (Nährstoffe wie Ca, Mg und potentiell toxische Stoffe wie Schwermetalle Cd, Cu, Zn, Pb und bodenbürtiges Al; organische Schadstoffe PAK) voraussehbar, da die meisten Elemente und Moleküle sowie die Austauscher (Tonminerale, Huminstoffe, Metalloxide) pH-abhängige Bindungen im Boden aufweisen. Daher ist das geochemische Reaktionsmilieu und v.a. dessen Variabilität und Heterogenität von größter Bedeutung.

Um die Verfügbarkeit umweltrelevanter Schwermetalle oder den Verlust an Nährstoffen in den Auenwaldböden nachweisen und Freisetzungsraten darstellen zu können, muß die Pufferkapazität der Waldböden als wichtige Größe zur Beschreibung des geochemischen Istzustandes der Böden herangezogen werden. Sie ist ein wesentlicher, komplexer Parameter im Boden zur Beurteilung von dessen Neutralisationsvermögen gegenüber eingetragenen Säuren und Basen (*Haase & Neumeister 1998*).

Das Spektrum geoökologischer Analysemethoden zur Ermittlung und Bewertung der Pufferfunktion des Bodens ist vielfältig. Komplexe Parameter, durch welche u.a. die Pufferkapazität eines Waldbodens ausgedrückt werden kann, sind:

- die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}), welche die Menge an austauschbaren Alkali- und Erdalkalimetallen (potentielle Basenbildner) angibt und aus der sich die Basensättigung der Austauscher ermitteln läßt,
- die Säuren- und Basenneutralisationskapazität (ANC/BNC), welche angeben, wieviel Basen- oder Säuremenge zur Veränderung des pH-Wertes um eine Einheit eingesetzt werden können und wieviel Menge an Protonen oder OH^-Ionen gepuffert werden können,
- die in den relevanten Komponenten des Waldökosystems, Freilandniederschlag, Bestandsniederschlag, Stammabfluß, Bodenlösung, Bodensuspension enthaltenen äquivalenten Ionenmengen, welche zu Pufferreaktionen beitragen können,
- die Bindungsformen von potentiell zur Pufferung aktivierbaren Elementen und Ionen sowie der im Waldboden akkumulierten Schadstoffe (z.B. pH-abhängig gebundene Schwermetalle).

Aber auch einfach zu bestimmende Indikatoren bzw. Parameter im Ökosystem, welche schnell und problemlos zu ermitteln sind, spielen bei der Untersuchung der Pufferkapazität eines Waldbodens eine große Rolle (in Anlehung an *Kuhnt & Jensen-Huss 1990; Neumeister et al. 1997*). Da Parameter wie pH-Wert, DOM-Gehalt, Humusgehalt, Bodenkörnung und elektrische Leitfähigkeit in den meisten Bodenuntersuchungen in vielen Forschungsprojekten und Untersuchungsgebieten ermittelt werden, ergibt sich auch eine gute Vergleichbarkeit dieser Parameter mit anderen Waldböden.
Im folgenden sollen die Ergebnisse verschiedener methodischer Ansätze und die Untersuchung der oben genannten Parameter zeigen, daß die Pufferfunktion der Waldböden im Südlichen Leipziger Auenwald ein komplexer Parameter für eine Bewertung dieses wertvollen Ökosystems darstellt.

7.2 Zur Übertragbarkeit von Ergebnissen laborativer Versuche auf die ökosystemare Ebene

Bevor die verschiedenen einfachen und komplexeren Parameter oder Indikatoren, die die Bodenpufferfunktion beschreiben, diskutiert werden, sollen in einer Art „Preface" Gedanken

zum Thema der Übertragbarkeit und Vergleichbarkeit in Laborversuchen gewonnener Ergebnisse auf die ökosystemare Ebene in-situ vorangestellt werden.

In der Diskussion von „Versuchswerten", auch wenn sie nach standardisierten und international anerkannten Methoden bzw. Modellen durchgeführt werden, muß immer davon ausgegangen werden, daß es nicht möglich ist, die Ökosystemen innenwohnende Komplexität und Reziprozität vollständig zu erfassen (*Schleser 1998*). Die dafür exisitierenden Modellvorstellungen und Methoden u.a. geoökologischer Forschung (u.a. *Neef 1960; Neef et al. 1961; Bastian & Schreiber 1994; Likens et al. 1977; Mosimann 1984; Klug & Lang 1983; Schmidt 1990; Neumeister 1988; Kopp 1998*) nähern sich diesem Anspruch.

Ebenso ist die methodische Sicherung dieser Übertragbarkeit in die ökosystemare Ebene nicht hundertprozentig gegeben, da das exisierende Methodenspektrum in der geoökologischen Forschung zur Ermittlung von Prozessen und Prozeßstrukturen unter sehr vielen, verschiedenen Durchführungsbestimmungen für einen Bodenparameter „leidet" (*DIN, TA, BMELF, Länder etc.*).

Natürliche Ökosysteme reagieren auf alle Einflüsse ihrer Umgebung *(Schleser 1998)*, besonders auf Veränderungen bzw. die Variabilität dieser Umgebung. Veränderte Immissionsbedingungen und ihre Wirkungen auf bestockte Flächen z.B. gehören dazu.

Besonders die zeitliche Dimension natürlicher Prozeßabläufe in der Natur ist von sehr vielen Parametern und systeminternen Wechselwirkungen abhängig, die unter laborativen Bedingungen nicht alle berücksichtigt werden können. Demnach kommen sie auch in den erhaltenen Ergebnissen nicht zum Ausdruck. Die Kopplung dieser schwer zu erfassenden zeitlichen Dismension wird noch kompliziert durch die räumliche Komponente, die ein jedes Geoökosystem unzweifelhaft besitzt, so daß Zeit-Raum-Beziehungen geoökologischer Prozeßabläufe und die Dynamik verschiedener Ökosystemparameter nach Ansicht der Autorin nur in verschiedenen Maßstabsebenen nachvollzogen werden können.

Eine Herausforderung für die zukünftige geoökologische Forschung und Methodenentwicklung auf ökosystemarer Ebene dürfte es sein, die Maßstabsebenen einander anzunähern.

7.3 Einfache Parameter als Indikatoren der Pufferfunktion

Für Untersuchungen des geochemischen Reaktionsmilieus in Böden für die Bewertung der Pufferfunktion derselben spielt die Ermittlung von einfachen Indikatoren, die die wesentlichen Eigenschaften des Kompartiments Boden beschreiben, eine wichtige Rolle.

So erheben flächendeckende, bundesweite (Wald)bodenuntersuchungsprogramme wie die BZE (*Bundesweite Bodenzustandserhebung Wald; 1994*), die forstlichen Dauerbeobachtungsflächen Level II (*BMELF 1997*), Forschungen zu Waldschäden in deutschen und amerikanischen Mittelgebirgen (*Papke et al. 1987*) sämtlich Bodenparameter wie pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Gehalte an anorganischem und organischem (gelösten) Kohlenstoff, Humusgehalte sowie der wichtigen An- und Kationen, welche für eine Veränderung der Pufferfunktion von Bedeutung sind. Dabei soll unter

- dem **pH-Wert** die Aktivität der H^+-Ionen in der Bodenlösung verstanden werden, die aktuelle Bodenacidität, also ohne Substitution von H^+- und Al^{3+}-Ionen (Definition: pH = -log $[H^+]$),
- der **elektrischen Leitfähigkeit** (= EC - Electric Conductivity; der Kehrwert des ermittelten elektrischen Widerstandes; *Hintermaier-Erhard/Zech 1997*) der Salzgehalt in der Bodenlösung in Ionenform,
- **gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC)** alle C-Bestandteile, welche bei einer Filtration durch 0,45µm im Filtrat zurückbleiben, also nicht partikulär gebunden sind,
- dem Gehalt an **anorganischem Kohlenstoff (IC)** v.a. Karbonat (CO_3^{2-}) und
- der **Körnungszusammensetzung** die Verteilung der Häufigkeit bestimmter Kornfraktionen (prozentuale Anteile) im Boden verstanden werden.

7.3.1 Methodik

Die folgenden Übersichten zeigen das methodische Vorgehen bei der Bodenprobenpräparation allgemein, welche im Rahmen der Dissertation angewendet wurde sowie bei der Bestimmung der einfachen Indikatoren und Bodenparameter (Abb. 7.3.1.1/2):

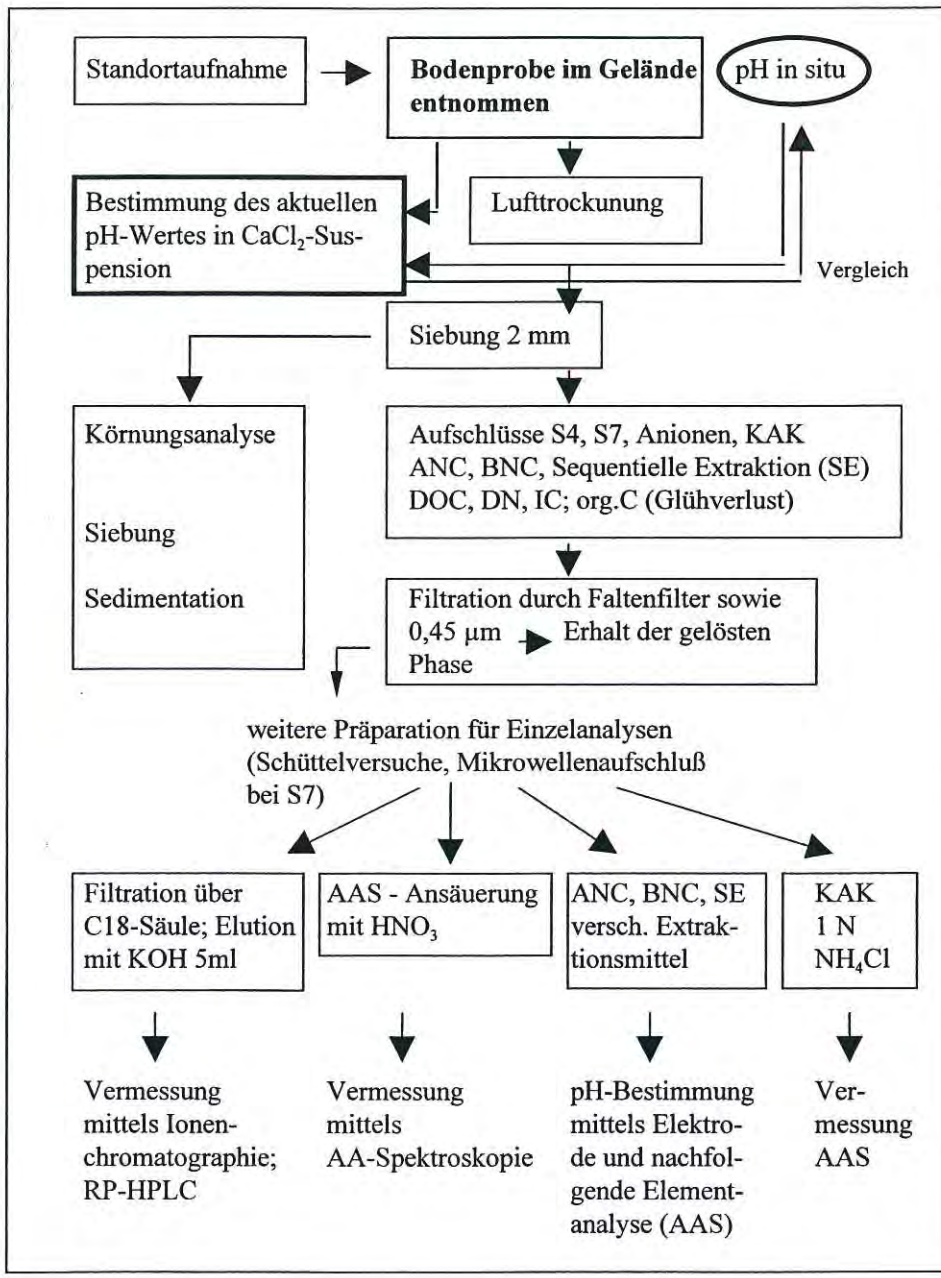


Abb. 7.3.1.1: Schema der Probenpräparation für Böden für die laborativen Analysen des Meßprogrammes

Parameter im Boden	angewendete Meßmethodik	alternative Methode	Literatur Verordnung
pH-Wert Bodenacidität	in situ im Boden mit dem pH-Meter pH-Agrar 2000 in einer $CaCl_2$-Suspension (auch KCl) mit einer Elektrode (temp.-abhängig)	 in einer Suspension mit dest. Wasser	*Neumeister/Haase/Regber* (1997) DIN 19 684 Teil1
elektrische Leitfähigkeit	in einer dest. H_2O-Suspension mit einer Leitfähigkeitssonde		
DOC **org.C (Glühverlust)** **IC**	Filtration durch 0,45µm und Verbrennung bei 850°C (Oxidation) Gerät: multi NC		
Körnung	Siebung; Sedimentationsmethode unter Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit mit $Na_4P_2O_7$	auch Dispergierung mit $NaPO_3$ möglich	*Stokes/Köhn* *Schlichting/Blume* (1966) DIN 19 683 Blatt 2 und 3 (1973)
Kationen und Anionen (in mg/kg Boden)	S4-Aufschluß; Ionenchromatogra-phie (IC) mit Gerät Dionex		DIN 38 414 Teil4
(Erd)Alkalimetalle; Schwermetalle	S4-Aufschluß; S7-Mikrowellenaufschluß; ANC/BNC-Lösungen mit $HNO_3/Ca(OH_2)_3$ Vermessung durch AAS	S7-Aufschluß auch mit HF oder $HClO_4$ möglich	DIN 38 414 Teile 4 und 7; *Meiwes et al. 1984* *Ulrich 1981*
Huminsäuren (Boden, Stammabfluß, Niederschlag)	Präparation: Eluierung und Lösung mit KOH; Vermessung an HPLC		*Schneider/Krüger* *Krüger/Haase 1998* *IfG Univ. Leipzig*

Abb. 7.3.1.2: Methodenspektrum und Meßtechniken, welche innerhalb der Untersuchungen angewendet wurden

Aufgrund der großen Heterogenität der Auenböden, welche zum Teil substratabhängig, zum Teil bestandsabhängig sind, wurden für die vergleichenden Oberbodenanalysen n = 45 Proben herangezogen.

7.3.2 Ergebnisse

Vergleicht man die ermittelten Oberboden-pH-Werte mit der Einteilung von *Ulrich* (1981) über die Pufferbereiche des Bodens, so kann man feststellen, daß die stammnahen Oberbodenbereiche bis zu 30cm Abstand zum Stamm pH-Werte im Aluminium-Eisen- und Aluminium-Pufferbereich zeigen (Abb. 7.3.2.1). Ungünstig sind solche Bedingungen v.a. für Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen, welche unter sauren Milieubedingungen keine optimalen Entfaltungsmöglichkeiten mehr haben. Bei pH-Werten im Aluminium-Pufferbereich kommt es zu Wurzelschädigungen, welche durch das Freiwerden des toxischen Al^{3+} in der Bodenlösung (Puffermechnismus: [Aust]Al + H^+ --> [Aust]H + Al^+ /-(SiO)Al + H^+ --> -(SiOH) + Al^+) auftreten. Diese Aluminium-Freisetzung im Oberboden erfolgt bis in einer Entfernung vom Stamm bis 30cm. Zur Nährstoffverdrängung und Minderung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) kommt es im Abstandsbereich von 30 bis 100cm. Hier treten pH-Werte v.a. im Bereich des Austauscher-Puffers zwischen pH 4,2-5,0 auf. Trotz der substratbedingten allgemein hohen Pufferleistung der Leipziger Auenwaldböden, noch verstärkt durch die Braunkohlenflugaschendeposition, ist diese Form der Auslaugung der Böden nicht als positiv anzusehen.

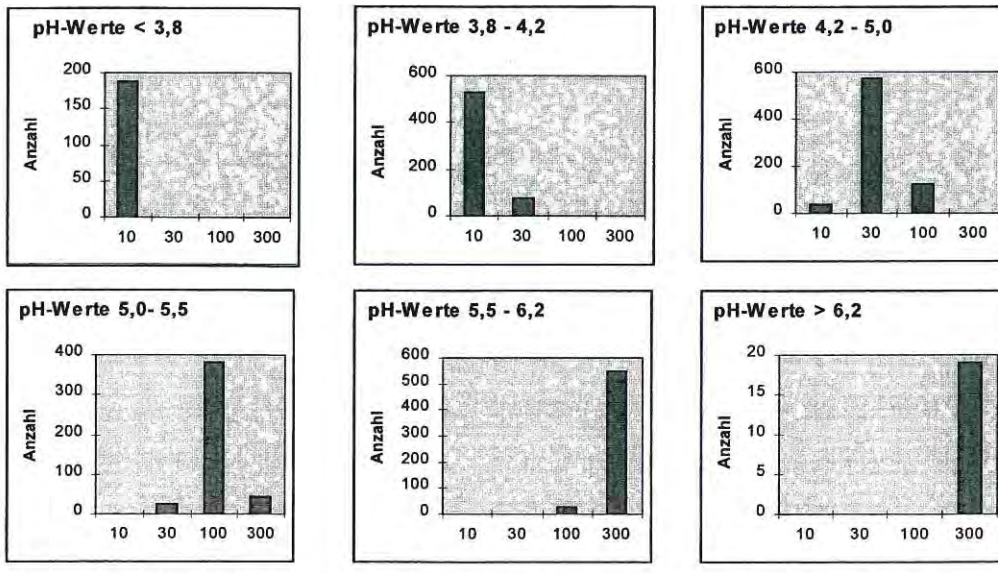


Abb. 7.3.2.1: Häufigkeitsverteilung der in- situ gemessenen Oberboden-pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald unter Berücksichtigung der Pufferbereichsgrenzen nach *Ulrich 1981*

Optimale Nährstoffversorgung und ein günstiges Verhältnis zwischen Mineralisierung und Humifizierung im schluffigen Humushorizont (Abb. 7.3.2.2), welcher im Südlichen Leipziger Auenwald allerdings nur sehr spärlich ausgeprägt ist (L-F-Mull-Auflage; vgl. Kapitel 6.3), sind aufgrund der pH-Werte im Bereich des Silikatpuffers zwischen 100 und 300cm Stammabstand nachweisbar. Hier werden die sauren Depositionen des Bestandsniederschlages und der Stammabflüsse noch durch den großen Pool an basischen Kationen (v.a. Ca, Mg) gepuffert.

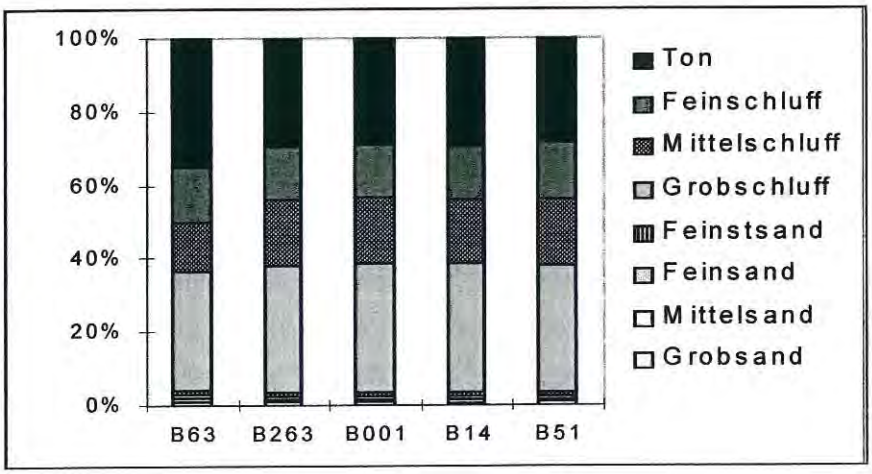


Abb. 7.3.2.2: Körnung des Oberbodens in den Weiße Elster-Pleiße-Auen

Betrachtet man die Häufigkeitsverteilung der Oberboden-pH-Werte in jahreszeitlicher Abhängigkeit und vergleicht diese mit den Pufferbereichen nach *Ulrich* (1981), so kann man feststellen, daß im Frühjahr und Sommer diverse Pufferbereiche in unterschiedlicher Intensität in Anpruch genommen werden, gegenüber Herbst und Winter (Abb. 7.3.2.3). Dies entspricht der allgemein festgestellten höheren pH-Wert-Variabilität in den Monaten einer erhöhten biologischen Aktivität und Nährstoffaufnahme (Basenentzug) aus dem Boden.

Für die Beurteilung der Pufferfunktion eines Bodens sind, wie in den vorangegangenen Kapiteln eingehend erläutert wurde, nicht nur die an Pufferreaktionen direkt beteiligten Stoffgehalte, Ionen oder Elemente von Bedeutung, sondern auch allgemeine, einfach zu bestimmende Parameter im Geoökosystem, welche z.B. sind: der pH-Wert, die elektrische Leitfähigkeit, die Körnungszusammensetzung, die Gehalte an Hydrogencarbonat und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC = dissolved organic matter). Dies stellten bereits *Kuhnt & Jensen-Huss*

(1990) in einer Analyse der „Möglichkeiten und Grenzen einer regionalisierenden Bodenbelastungsvorhersage ..." fest. Einfach zu bestimmende Indikatoren bieten den Vorteil, daß sie gut zu erheben sind, sich der meßtechnische Aufwand ihrer Bestimmung (Feldarbeit und laborative Analysen) in Grenzen hält, und die Parameter und ihre Korrelationen untereinander ein Bild über das geochemische Milieu des Bodens liefern. Die genannten Ökosystemparameter liefern Aussagen über das Reaktionsmilieu, die Nährstoffsituation und Bindungsmechanismen von Stoffen im Boden.

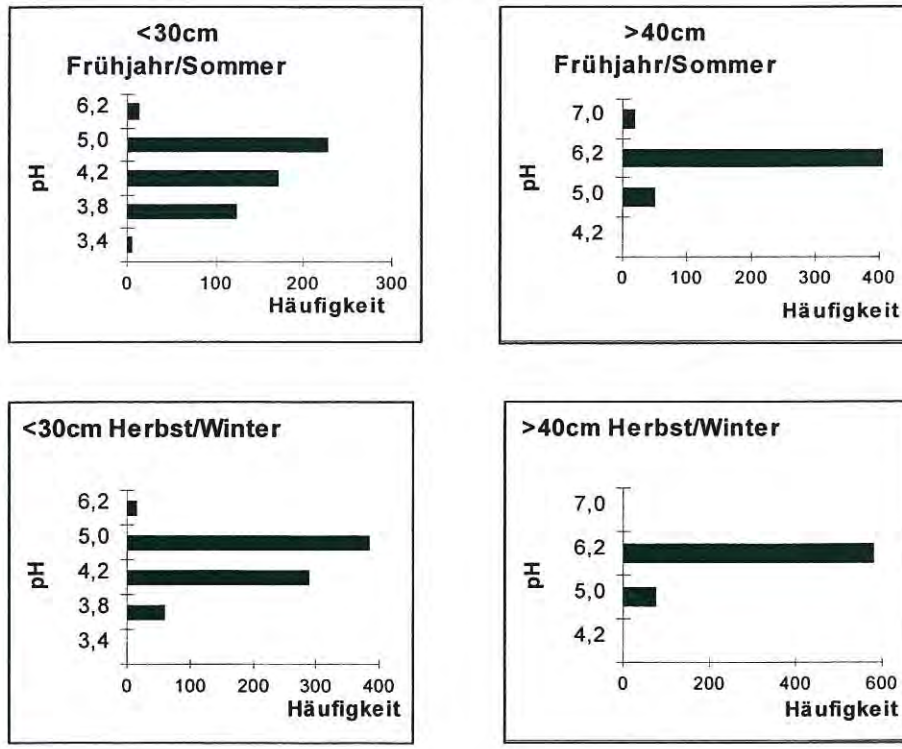


Abb. 7.3.2.3: Häufigkeitsverteilung der in-situ gemessenen Oberboden-pH-Werte in stammnahem und stammfernem Bereich in den Pufferbereichsgrenzen nach *Ulrich* (1981)

Betrachtet man Abhängigkeiten solcher einfacher Ökosystemindikatoren für den Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes, so kann man feststellen, daß eine enge Regression (R^2 = 0,915) zwischen dem Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (DIC; dissolved, da die Proben zuvor für die gleichzeitige Bestimmung des DOC durch Mikrofilter 0,45µm gefiltert wurden) und dem aktuellen pH-Wert besteht (Abb. 7.3.2.4).

Bei dem hier vorliegenden anorganischen Kohlenstoff handelt es sich fast ausschließlich um Karbonat (CO_3^{2-}), z. T. als Hydrogencarbonat (HCO_3^-) vorliegend. Mit abnehmendem pH-Wert des Bodens, also zunehmender Bodenacidität, sinken die Gehalte an IC, d.h. daß kein Karbonat mehr zur Pufferung der Protonen zur Verfügung steht. Da in den vorangegangenen Kapiteln erörtert wurde, daß in Stammnähe niedrige pH-Werte vorkommen, kann man schlußfolgern, daß in den stammnahen Bereichen der Waldböden fast kein Karbonat zur Protonenneutralisierung zur Verfügung steht. In Abbildung 7.3.2.4 wird ersichtlich, daß unterhalb pH 3,5 kein IC mehr gefunden wurde.

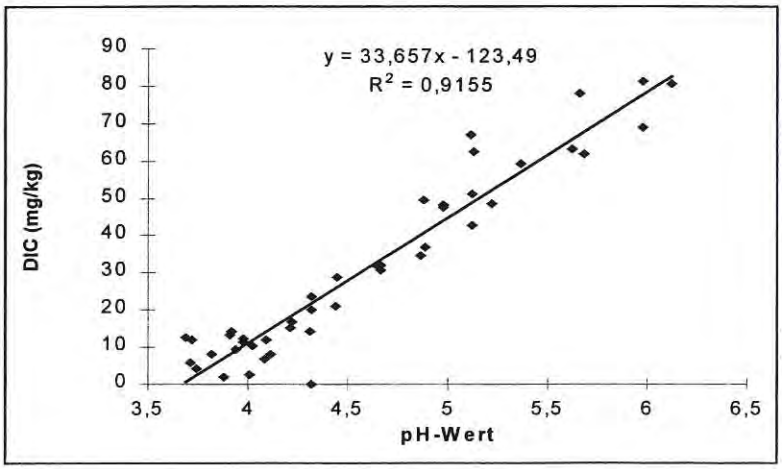


Abb. 7.3.2.4: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert und Gehalt an anorganischem Kohlenstoff (IC; v.a. Carbonat/ Hydrogencarbonat) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes

Eine ähnlich enge Korrelation ($R^2 = 0,86$) liegt zwischen den Gehalten an Calcium (Ca^{2+}) und der aktuellen Bodenacidität vor (Abb. 7.3.2.5). Daher kann man annehmen, daß es sich bei pH-Werten >4,0 um im Boden dissoziiertes $CaCO_3$ handelt, welches in größerer Entfernung vom Stamm (>50cm) vermehrt zur Neutralisierung von H^+-Ionen beiträgt. Bei einer geringen aktuellen Bodenacidität (pH > 6,0) werden hohe Calcium-Gehalte von > 100mg/kg Boden erreicht.

Je geringer die aktuelle Bodenacidität, desto weniger Aluminium wurde in der Bodensuspension gefunden (Abb. 7.3.2.6). Bei pH-Werten im Bereich des Al-Puffers (pH 3,8-4,2) werden allerdings Gehalte über 30mg/kg bis zu >60mg/kg freies Aluminium in der wässrigen Bodensuspension festgestellt.

Ähnlich verlaufen die Kurven für die Säurenbildner Sulfat (SO_4^{2-}, im Boden dissoziierte Schwefelsäure) und Nitrat (NO_3^-, im Boden dissoziierte Salpetersäure), korreliert man diese mit der aktuellen Bodenacidität (Abb. 7.3.2.7/8).

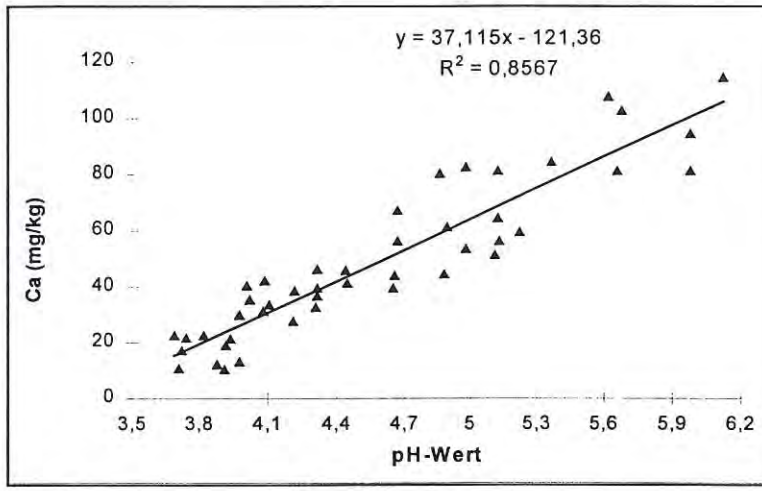


Abb. 7.3.2.5: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an wasserlöslichem Calcium (Ca) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes

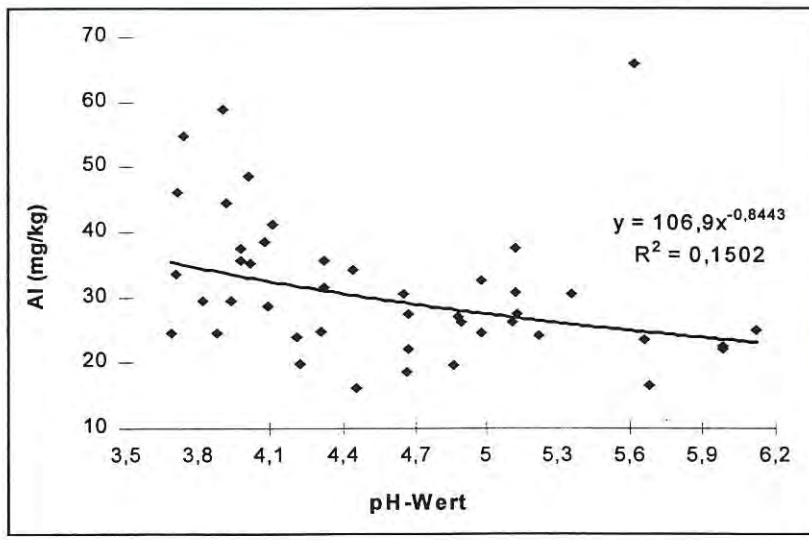


Abb. 7.3.2.6: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an wasserlöslichem Aluminium an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes

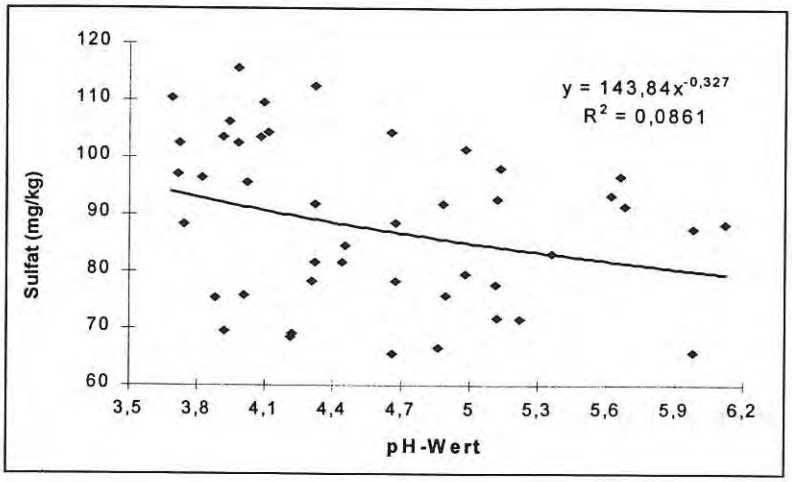


Abb. 7.3.2.7: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an Sulfat (SO_4^{2-}) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auewaldes

Korreliert man die Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) mit den entsprechenden Oberboden-pH-Werten, so ist die Beziehung zwar $R^2 = 0,0017$, aber nicht so eindeutig wie die eben angesprochenen (vgl. Abb. 7.3.2.9).

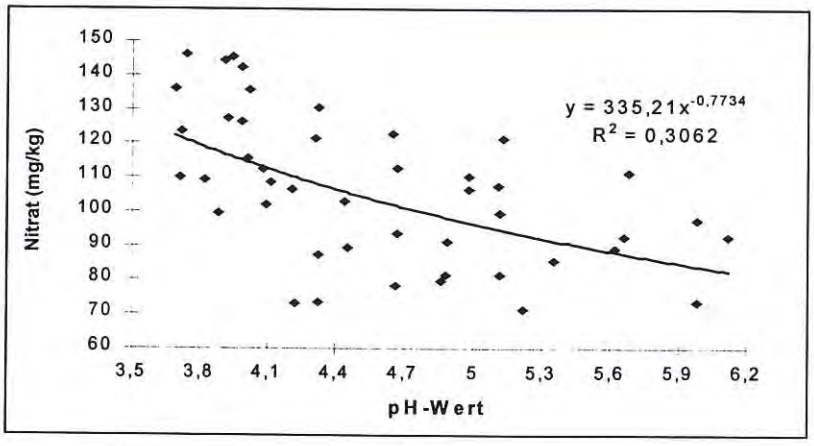


Abb. 7.3.2.8: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an Nitrat (NO_3^-) an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes

Die Regression zeigt die Tendenz, daß die Oberbodenbereiche mit höheren pH-Werten höhere Gehalte an gelöster organischer Substanz aufweisen. Erklärbar ist diese Tendenz damit, daß Huminsäuren unter sauren Bedingungen ausfallen und vom gelösten in den ungelösten Zu-

stand übergehen (u.a. *Ziechmann 1991; Krüger 1995*). Somit sind sie mit der oben beschriebenen Methodik nicht nachweisbar, da sie bei der Filterung 0,45µm im Filterrückstand bleiben.

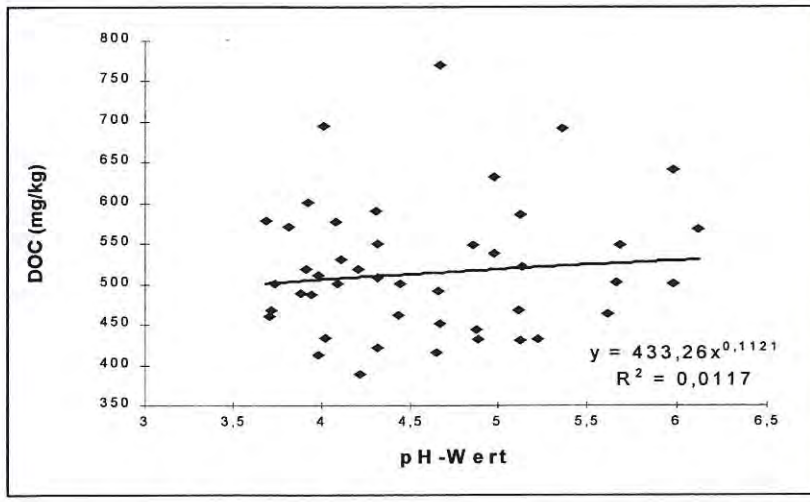


Abb. 7.3.2.9: Korrelation und Regression zwischen pH-Wert des Oberbodens und seinem Gehalt an gelöstem organischem Kohlenstoff an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes

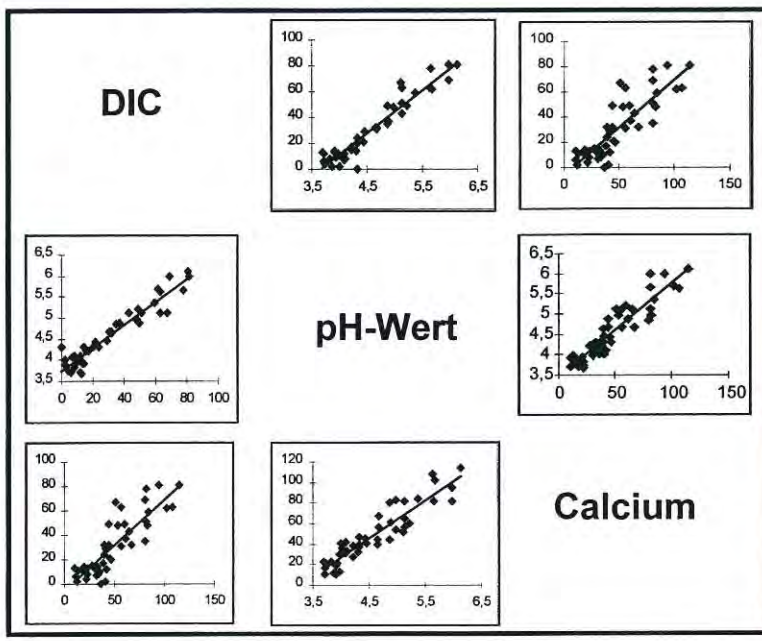


Abb. 7.3.2.10: Streudiagramme zu pH-Wert und Karbonatgehalt im Oberboden

Die statistische Auswertungsform der Streudiagrammmatrix zeigt in Abb. 7.3.2.10 einen engen Zusammenhang zwischen [Ca^{2+}] bzw.- Karbonatpuffersubstanz und pH-Wert.

7.4 Die effektive Kationenaustauschkapazität

Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist das Vermögen eines Bodens, Kationen zwischen der Bodenlösung und bodeneigenen Adsorbern auszutauschen. Dabei wird die potentielle Kationenaustauschkapazität bei pH-Wert 7,0 bzw. im schwach alkalischen Milieu (auf pH 8,2 gepufferte BaCl2-Lösung; *Blume et al.1991*) ermittelt, die effektive Kationanaustauschkapazität (KAK_{eff}) beim aktuellen pH-Wert. Diese stellt den ökologisch aussagekräftigeren Wert dar. Letztere wurde in den Untersuchungen zur Pufferfunktion der Waldböden ermittelt, da im in-situ-Meßprogramm auch besonderes Augenmerk auf die aktuellen Aciditätsbedingungen im Boden gelegt wurde.

Die Kationenaustauschkapazität eines Bodens ist wesentlich abhängig von

- den in der Bodenlösung vorhandenen Kationen,
- dem Konzentrationsgradienten verschiedener Kationen zwischen Austauscher und Bodenlösung,
- den Eigenschaften der Ionen in der Lösung (Ionengröße, Wertigkeit, Hydratationsgrad) und
- den Aciditätsbedingungen im Boden sowie dem Angebot an organischer Bodensubstanz.

7.4.1 Methodik

Ermittelt wurde die effektive Kationenaustauschkapazität wie folgt (Versuchsanordnung nach *BZE im deutschen Waldbodenbericht 1996; vereinfacht*):



Vor Beginn der Analyse wurde der aktuelle pH-Wert des Bodens ermittelt. Das Perkolat wurde von einer 2mm gesiebten Feinbodenprobe (2,5g) gewonnen, welches 18 Stunden mit 1N

NH_4Cl geschüttelt wurde. Die ausgetauschten Ionen wurden mittels AA-Spektroskopie vermessen. Daraus wurde die KAK_{eff} mit den beteiligten Ionen (Ca, Mg, Na, K, Al, Fe, Mn und den H^+-Ionen) errechnet. Die Basensättigung, also die tatsächliche Belegung der Austauscher mit potentiellen Basenbildnern unter den aktuellen Aciditätsbedingungen wurde aus der KAK_{eff} folgendermaßen bestimmt:

$$[(Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+ + Na^+) / KAK_{eff}] * 100\ (\%)$$

Durch die Wahl der BZE-Methode sind die ermittelten Werte mit denen des Waldbodenberichtes und der Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II (1997) vergleichbar.

7.4.2 Ergebnisse

Die Untersuchungen zeigen, daß die Austauscher der obersten Bodenhorizonte eine mäßig hohe (50-70%, vgl. *BMELF*, Waldbodenbericht 1996) bis hohe (70-85%) Basensättigung aufweisen. In direkter Nähe am Stamm allerdings (10-15cm Entfernung) sinkt die Basensättigung (und somit auch die KAK_{eff}) auf < 30-50% ab. Dies betrifft in erster Linie die Flächen um die kräftigen Baumstämme, welche Hauptanteile des sauren Stammabflusses aufnehmen und bei der in-situ-Messung pH-Werte <4,0 aufwiesen (Tab. 7.4.2.1).
Der Konzentrationsgradient (Tab. 7.4.2.1) zwischen den stammnahen und stammferneren Bereichen der Oberböden im Südlichen Auenwald zeigt die natürliche Pufferkapazität der Böden bzw. Substrate einerseits, ihre Reduzierung in Stammnähe andererseits. Diese Tendenz konnte bereits mittels in-situ-Messung der aktuellen Bodenacidität festgestellt werden. Die Relevanz der Nutzung von beispielhaft in Kapitel 6 beschriebenen „vor-Ort-Meßprogrammen“ kann hier nochmals untermauert werden.

Probe	Entfernung vom Stamm	pH-Wert in-situ	KAK_{eff} (mmol/100g)	Basensättigung (%)
B003	100cm	5,98	236	76
B015	100cm	5,66	229	73
B004	30cm	4,89	215	68
B001	30cm	4,32	209	61
B50	30cm	4,22	211	62
B15	10cm	3,91	169	53
B019	30cm	3,88	188	55
B48	10cm	3,71	152	42
B49	10cm	3,69	145	40

Tab. 7.4.2.1: Effektive Austauschkapazität und Basensättigung verschiedener Oberbodenbereiche des Südlichen Leipziger Auenwaldes in Abhängigkeit vom Stammabstand

7.5 Säuren- und Basenneutralisationskapazität

Die Säure- bzw. Basenneutralisationskapazität stellen die Eigenschaft des Bodens dar, eingetragene Säuren und Basen neutralisieren zu können (*Hintermaier-Erhard & Zech 1997*). Zusammengefaßt drücken sie die Pufferkapazität des Bodens aus und sind somit eine Funktion der im Boden enthaltenen Puffersubstanzen. Die ANC und BNC stellen keine konstanten Größen dar, sie sind wesentlich abhängig von den Umweltbedingungen, dem Zustand der übrigen Geoökosystemkomponenten und den Einträgen aus ihnen. Die Variabilität der Pufferkapazität eines Bodens ist also von der Heterogenität der übrigen Geokomponenten abhängig. Da sich, wie bereits ausführlich beschrieben, die Einträge in die Waldböden der Leipziger Flußauen verändert haben, ist anzunehmen, daß die Pufferkapazität der Böden darauf reagiert. Der Abbau von Puffersubstanzen im Boden ist ein natürlicher Prozeß, welcher bei der Bodenbildung unter gemäßigten Klimaten abläuft. Er wird allgemein als Entkarbonatisierung oder Tiefenverlagerung des $CaCO_3$-Spiegels bezeichnet. Dieser kann anthropogener Verstärkung unterliegen (ähnlich wie der natürliche Treibhauseffekt der Atmosphäre vom anthropogenen „unterstützt" wird), v.a. durch den immissionsbedingten Eintrag von Säuren (HNO_3, H_2SO_4, H_2CO_3, HCl) und Säurebildnern (u.a. NO_x, NH_3, SO_2; u.a. *Rehfuess 1990*). Dagegen wirkt der Eintrag von Ca oder Mg, z.B. durch Staub von Braunkohlenflugaschen, „aufbasend" oder „puffernd" im Boden. Daher ist die Acidität der Immissionen entscheidend für die Pufferkapazität im Boden.

In der Literatur wird die ANC als auch die BNC unterschiedlich beschrieben und berechnet. Eine einheitliche Darstellung gibt es nicht. In Ökosystemen mit verschiedener Nutzung und ihren Böden und deren Oberflächenbedeckung sowie verschiedensten Substraten sind unterschiedliche Faktoren mehr oder minder ausschlaggebend für die Pufferreaktionen des Bodens. Waldböden müssen hierbei deutlich von Acker- und Wiesenböden unterschieden werden, da hier die „Säurewirkung" der Streu (unterschiedlich für Laub- und Nadelbestockung) als Faktor hinzukommt. In Untersuchungen zu den Huminsäuregehalten von Stammabflüssen von Laubbäumen und deren Wiederfindung in der Bodenlösung konnte gezeigt werden, daß auch Laubbäume organische Huminsäuren in den Boden bringen (*Haase et al. 1998*).

Zur Problematik des Säure/Baseneintrages in den Boden und dessen Pufferreaktionen gibt beispielsweise *Rehfuess* (1990) an, daß Niederschläge bei Über- bzw. Unterschreitung der Äquivalenzbasis von Säure-Anionen und Basen-Kationen (Ionenbilanzierung mit Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, NH_4^{+} gegen H^{+}, Fe^{2+}, Al^{3+} und Schwermetalle) in der Lage sind, das Empfängersystem, also den Boden in diesem Falle, zu versauern oder aufzubasen. Beide Prozesse kann man in den Böden der Auenwälder in Leipzig nachvollziehen, wenn man die Vertikalgradienten verschiedener Bodenparameter (vgl. Kapitel 8) in die Betrachtung einbezieht. Während die Oberböden einem (zunehmenden) Eintrag von Säuren und Säurebildnern standhalten müssen, hält der Ca-, Mg-Pool des jahrzehntelangen Flugascheneintrages in den stammferneren Bereichen der Oberböden sowie teilweise im Unterboden noch an (*Haase et al. 1997; Haase & Neumeister 1998; Schüürmann et al. 1996*).

Wild (1995) beschreibt die ANC (und BNC) als eine Säuremenge (Basenmenge), die zum Erreichen eines bestimmtes Referenzwertes nötig ist, unspezifisch, welche Ionen daran beteiligt sind.

Gisi (1997) gibt an, daß es zu Versauerung bzw. Alkalisierung im Boden dann kommt, wenn die Zufuhrrate (an Säuren oder Basen) die Pufferrate überschreitet. Vorraussetzung ist, daß die Puffersubstanzen nach der stattfindenden Pufferreaktion (z.B. Ca^{2+}-Ionen bei Auflösung von Silicaten) ausgetragen werden (Auswaschung) und im Bodenpufferreservoir nicht mehr vorhanden sind. Die Pufferkapazität ist die Größe, welche aussagt, wie viele Protonen von einem Kilogramm Boden insgesamt neutralisiert werden können, die Pufferrate, wie viele Protonen tatsächlich in einer bestimmten Zeiteinheit (z.B. pH-stat-Versuche mit Endpunkttitrationen werden über 24 Std. durchgeführt; vgl. *Schneider et al. 1996*) gepuffert werden (*Gisi 1997*).

Pufferung, Pufferkapazität und Pufferrate wirken bodenspezifisch, d.h. sie sind von den Eigenschaften wie Körnung, pH-Wert, Salzgehalt, Humusgehalt und Elementgehalt bestimmter

Kat- und Anionen abhängig. So greifen Versauerungsprozesse leichte sandige Böden schneller an, als schwere ton-schluffreiche Böden. Es wurde ein Konzept der kritischen Säurebelastung entwickelt (*Doe 1991*), welche angibt, wieviel Säure eingetragen und auch vom Boden neutralisiert werden kann (*Rowell 1997*). Man kann also von einer boden-standortspezifischen ANC bzw. BNC sprechen.

Scheffer und *Schachtschabel* (1992) benennen die Säureneutralisationskapazität (SNK = ANC) als den Widerstand des Bodens gegen Versauerung. Entsprechend wäre die Basenneutralisationskapazität (BNK = BNC) der Widerstand des Bodens gegen Alkalisierungsprozesse. Hier kann man ebenfalls hinzufügen, daß es sich um boden-stand-ortspezifische Widerstände handelt. Versauerungsgeschwindigkeit und Versauerungswiderstand bedingen sich gegenseitig. *Scheffer & Schachtschabel* beschreiben die ANC als die Summe aller Metallkationen, welche durch Anionen schwacher Säuren oder schwach saurer funktioneller Gruppen gebunden sind. Damit ist die Summe aller nichtprotonierten Puffersubstanzen im Boden der aktuellen ANC gleichzusetzen.

Wichtig ist, daß pH-Wert und ANC (bzw. BNC) nicht in einem proportionalen oder linearen Verhältnis im Prozeßverhalten stehen. Daß heißt, daß bei H+-Ionen-Eintrag Puffersubstanzen wirken, gelöst werden und H^+-Ionen in die Puffer „eingebaut" werden. Sie verlassen die Bodenlösung, der pH-Wert ändert sich zunächst nicht. Erst bei Aufbrauch der Puffersubstanz sinkt (bei BNC steigt) er. Die ANC oder BNC allerdings nimmt bei solchen Pufferungen stark ab, da sie an den entsprechend eingesetzten Puffersubstanzen (z.B. ausgewaschene Nährstoffe) abnimmt.

Ein Maß für die Neutralisationskapazität bzw. Versauerungsempfindlichkeit in Gewässern ist die Alkalinität (*Matschullat et al. 1997*). Sie wird als die Summe aller Basenäquivalente vestanden, die dazu beitragen, Säuren im Wasser zu neutralisieren. Allgemein wird die Alkalinität wie folgt definiert:

$$\text{Alkalinität} = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+].$$

Da die Anteile an anorganischem Kohlenstoff (Karbonat) und Hydroxidionen bei pH-Werten von <8,2 vernachlässigbar sind, würde unter diesen Bedingungen die Alkalinität definiert:

$$\text{Alkalinität} = [HCO_3^-] - [H^+].$$

Diese Definition kennzeichnet auch das Wesen der Säureneutralisation im Boden bzw. der Bodenlösung. Allerdings müssen im Boden (im Gegensatz zu aquatischen Systemen) die Kationensäuren Fe, Al und Mn beachtet werden. Durch Hydrolyse werden durch sie bei pH-Werten <5,0 (bis 4,2) H^+-Ionen frei. Somit müssen sie mit in die Berechnung der ANC einbezogen werden, was dann bedeutet (*Matschullat et al. 1997*):

$$ANC = Alkalinität = [HCO_3^-] - [H^+] - n[\Sigma \text{ Kationensäuren } ^{n+}].$$

Da die Ionenkonzentrationen an nichtprotolytischen An- und Kationen einfacher zu bestimmen ist, gilt nach *Matschullat et al.* (1997):

$$ANC = Alkalinität = [Na^+ + K^+ + Mg^{2+} + Ca^{2+}] - [Cl^- + SO_4^{2-} + NO_3^-].$$

Weitere Aussagen der Pufferkapazität in Böden findet man bei *Ellis* und *Mellor* (1995). Hier bezieht man sich v.a. bei der ANC auf die Säurenbildner SO_4^{2-}, NO_3^- und Cl^-. Auch der Säureeintrag über den Stammabfluß (stem flow) sowie die Auswaschung von Nährstoffen bereits im Bestand (Interzeptionsraum: leaching processes) wird für eine verstärkte Aktivierung von Puffersubstanzen im Boden verantwortlich gemacht.

Im Zusammenhang mit Bodenacidität und deren Wirkung auf Pflanzengesellschaften bzw. Wälder wurden von *Rost-Siebert* (1988) weitere, vergleichende Untersuchungen durchgeführt. *Hantl* (1990) gibt für den Begriff der Basenneutralisationskapazität (BNK) diejenige Menge an Basen an, die im Boden Säuren neutralisiert. Weiter schreibt *Hantl*, daß die BNC diejenige Menge an Säure angibt, die mit äquivalenten Mengen Base innerhalb einer bestimmten Zeiteinheit bis zu einem bestimmten Referenz-pH-Wert reagiert. Somit kann man aus der BNC auf die Kalkmenge (oder Dolomit) schließen, welche notwendig ist, einen Boden auf einen bestimmten pH-Wert zu bringen (*Hantl 1990; Meiwes et al. 1984*). Auch *Meiwes et al.* (1984) betonen diese Aussagemöglichkeit praktischer Natur aufgrund der Ermittlung der BNC. Es werden auf der Titrationskurve (vgl. nächstes Kapitel) bestimmte Referenzpunkte ermittelt, in dem die erreichten pH-Werte gegen die zugesetzten Basenmengen (nach *Meiwes et al. 1984* $Ca(OH)_2$ aus NaOH und $CaCl_2$) aufgetragen werden *(Hantl 1990; Haase & Neumeister 1997*).

7.5.1 Methodik

Bei der Entwicklung eines Untersuchungsprogrammes der Pufferfunktion von Waldböden muß der Tatsache Beachtung geschenkt werden, daß in der Literatur eine Vielzahl von Definitionen der Pufferkapazität bzw. der ANC und BNC existieren. Theoretisch kann man annehmen, daß an Neutralisationsreaktionen im Boden ein festgelegter Pool aus Kat- und Anionen zur Verfügung steht, welcher Säuren und Basen puffern kann.

In der hier angewendeten Definition werden ANC und BNC als aus den dissoziiert vorliegenden Alkali- und Erdalkali-Kationen und den ebenfalls dissoziiert vorliegenden Säurerestionen (*Schüürmann et al. 1996; Matschullat 1997*) aufgefaßt:

$$ANC = (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+}) - (SO_4^{2-} + NO_3^{-} + Cl^{-})$$

$$BNC = (SO_4^{2-} + NO_3^{-} + Cl^{-}) - (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+})$$

Des weiteren wurde von der Vorgabe einer langfristigen sauren Deposition ausgegangen, welche in der Simulation dargestellt wird (vgl. auch *Popp et al. 1997*). Es wurde mit verdünnter Säure gearbeitet (0,1 N HNO_3). Andere Ansätze zur Untersuchung des Einflusses saurer Depositionen auf den Boden wenden konzentrierte Säuren für die Versuche an (*Abrahamsen 1980, Ogner 1980*).

Bei der im folgenden dargestellten Versuchsanordnung wurde von nachstehenden Thesen ausgegangen:

1. Ein weiterer Eintrag von Säuren und Säurebildnern über den Niederschlag (Freiland/Bestand) in die Waldböden führt neben einer weiteren Differenzierung der H^+-Ionenkonzentration in den Oberböden auch zu einer Abnahme der Unterboden-pH-Werte und einer Freisetzung von Schwermetallen und Al.
2. Bei Pufferreaktionen werden vor allem der Austauscher-, Silikat- und Aluminiumpuffer in Abhängigkeit von der Entfernung zum Stamm im Auenwaldboden aktiviert. Während Pufferreaktionen die pH-Werte der Lösungen noch stabil halten, verringern sich die ANC bzw. BNC erheblich je nach Art der zugegebenen Ionen (H^+ oder OH^-).
3. Des weiteren könnte es auch bei einer (künstlichen) pH-Wert-Anhebung und der verstärkten Lösung von Huminstoffen im neutralen (> pH 5,0) bis basischen Bereich zur Mobilisierung von an diese gebundene Schwermetalle und Kationensäuren kommen.

Diese letzte These ist dahingehend interessant, da es sich zum einen gerade bei den Oberböden um humose (huminstoffreiche) Horizonte handelt und zum anderen hier die wesentliche Akkumulation über den Luftpfad (+Interzeptionsauskämmung und v.a. Stammabfluß) von atmogen gebundenen Schwermetallen (v.a. Cd, Zn, Pb, Cu) über Jahrzehnte hinweg erfolgte. Bei pH-Wert-Anhebung durch Basenzugabe (was z.B. bei einer Kalkung der Fall wäre) könnten die an die organische Bodensubstanz gebundenen Metalle mobilisiert werden, da Huminstoffe im schwach sauren und alkalischen Milieu gelöst werden. Ergebnisse stadthygienischer Forschungen in Leipzig haben gezeigt, daß infolge jahrzehntelanger Staubemissionen im Raum Leipzig v.a. die Oberböden und oberflächennahen Bodenschichten schwermetallangereichert sind. Die anthropogen eingetragenen Metalle liegen in leicht verfügbarer Form im Boden vor und können somit leichter mobilisiert werden, als bodenbürtige Metalle. Diese Aussage trifft auf toxische Schwermetalle wie Pb oder Cd, in Überkonzentration giftige Mikronährstoffe Cu und Zn sowie die Alkali- und Erdalkali-Metalle Ca, Mg, K und Na zu. Die Säuren- und Basenneutralisationskapazität wurde nach der in Abb. 7.5.1.1 dargestellten Versuchsanordnung in Anlehnung an *Meiwes et al.* (1984) ermittelt.

Für die Ermittlung der Pufferreaktionen und der daran beteiligten Ionen ist es von großer Wichtigkeit, die Ausgangsparameter im Ökosystem zu bestimmen sowie deren Heterogenität und Variabilität. Daher wurde das Untersuchungsprogramm in folgenden Schritten durchgeführt:

1. Ermittlung der Boden-pH-Werte (aktuelle Bodenacidität) am Profil in situ (vgl. *Neumeister et al. 1997*) und in 0,01M $CaCl_2$,
2. S4-Versuche im wässrigen Eluat zur Erfassung der Mobilisierung des wasserlöslichen Anteils der umweltrelevanten Schwermetalle und Nährstoffe (DIN 38 414),
3. Ermittlung der potentiellen Bodenacidität sowie der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}),
4. Simulationsversuche zur Erfassung des Basenneutralisationsvermögens (BNC) der Waldböden durch die Zugabe verschiedener Säureäquivalente mit 2N $CaCl_2$ und 8N NaOH nach *Meiwes et al.* (1984),
5. Simulationsversuche zur Erfassung des Säurenneutralisationsvermögens (ANC) der Waldböden durch Zugabe von Basenäquivalenten mit 0,1N HNO_3 nach eigenem Versuchsaufbau,

6. Ermittlung der mobilisierten Metallanteile in der Suspension mittels AA-Spektroskopie.

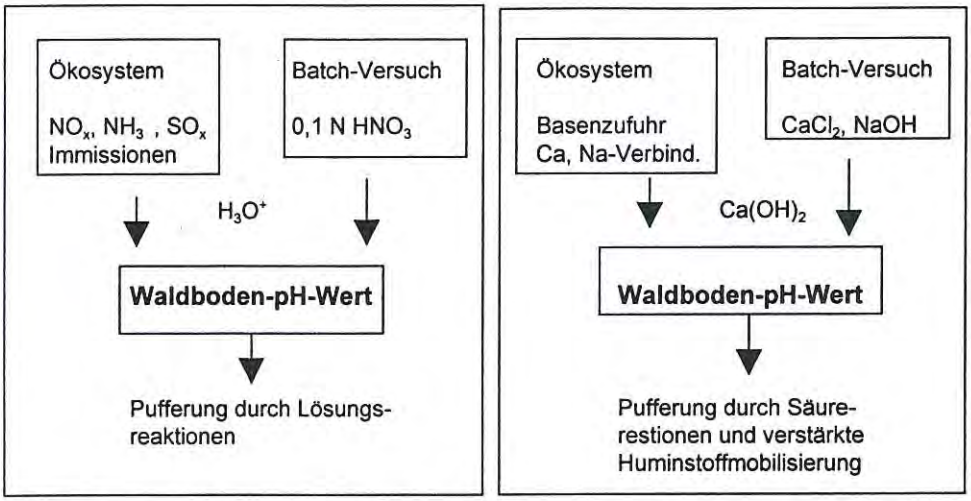


Abb. 7.5.1.1: Versuchsaufbau zu Säuren- und Basenneutralisationskapazität der Böden im Südlichen Leipziger Auenwald in Anlehnung an *Meiwes et al.* (1984)

Beim Versuchsaufbau zur Säureneutralisationskapazität (ANC) mit 0,1N HNO_3 wurde der Tatsache Rechnung getragen, daß die Schwefelverbindungen in der Leipziger Luft einen deutlichen Rückgang aufweisen, die Stickoxide und damit verbundenen Säurebildner dagegen zunehmen (vgl. Kapitel 5).

Für die Diskussion der Ergebnisse wurden die pH-Werte der Lösungen gegen die diskontinuierlich titrierten Mengen an HNO_3 (ANC) und $Ca(OH)_2$ (BNC) aufgetragen. Somit wird ein Abschnitt auf der Titrationskurve dargestellt, welcher sich im für Böden und natürliche Systeme relevanten pH-Bereich befindet (pH 2,5-9,5). pH-stat-Untersuchungen dagegen (vgl. *Schneider et al. 1997*) sind sogenannte Endpunkttitrationen bis zu pH 4 und pH 11, bei denen ein fixer pH-Wert in der Bodensuspension erreicht wird. Die angewendete Methode zur Ermittlung der ANC/BNC dagegen strebt an, die schicht- bzw. horizontspezifischen Aciditätsbedingungen in den Versuch einzubringen. Daher wurde nicht bis zu einem Endpunkt (beliebig festgelegter Punkt auf der Titrationskurve), sondern mit einer definierten Säuren- bzw. Basenmenge experimentiert (eingestellt über den pH-Wert).

7.5.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Experimente zur ANC bzw. BNC für den humosen Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes zeigen, daß bereits bei einer geringen Menge an zugegebener Säure (50mval/kg; Abb. 7.5.2.2) eine Abnahme des pH-Wertes einsetzt, besonders im Bereich der Stammabstände 30-100cm. Im stammnahen Bereich 10-30cm sind die Oberboden-pH-Werte, wie bereits ausführlich beschrieben, durch den H^+-Ionen-Input so niedrig, daß selbst Salpeter- bzw. salpetrige Säure, welche durch die Säurebildner NO_x gebildet wird, keine rapide pH-Änderung herbeiführen kann. Allerdings ist auch bei den Oberbodenbereichen mit den geringen Stammabständen eine pH-Wert-Abnahme zu verzeichnen (Abb.7.5.2.2).

Interessant sind auch die Kurvenverläufe des Versuches zur ANC, da die stammnahen Oberböden (10 und 30cm) auf Säurezugabe mit einer nahezu linearen Abnahme der pH-Werte reagieren, die Oberböden im Bereich von 100cm Entfernung zum Stamm mit einer „geknickten" Kurve. Das bedeutet, vergleicht man die Kurven mit Pufferreaktionsdarstellungen in *Matschullat et al.* (1997), daß die Oberböden in größerer Entfernung vom Stamm besser in der Lage sind, den pH-Wert in einem bestimmten Niveau (annähernd) zu halten als die Böden in Stammnähe. Die stammnahen Oberbodenbereiche verfügen nach den Ergebnissen des Experiments über nicht genügend Puffersubstanzen (im Austauscher- und Al-Puffer-Bereich), um einer linearen pH-Abnahme entgegenzuwirken. Dies entspricht auch den in situ ermittelten pH-Werten und bedeutet, daß der pH-Wert einen Indikator auch für die Pufferfunktion des Bodens, und damit eine komplexe Reaktionsform, darstellt.

Obwohl die Untersuchungen mit Oberböden in der Umgebung verschiedener Baumarten durchgeführt wurden, konnten keine spezifischen Unterschiede in der Pufferfunktion gegenüber Säuren und der umgebenden Baumart festgestellt werden.

Betrachtet man die Ergebnisse der Versuche zur BNC, so kann man feststellen, daß aufgrund der relativ niedrigen pH-Werte in den stammnahen Oberbodenbereichen Mengen von ca. 50mval/kg an äquivalenten Basen zugegeben werden müssen, um den pH-Wert um über 1 Einheit in Stammnähe (10cm), über 0,5 Einheiten in 30cm Stammabstand und auf >= pH 6,0 in größerer Entfernung vom Stamm zu erhöhen (Abb. 7.5.2.1). Dabei fällt auf, daß in stammferneren Bereichen Basen oberhalb eines pH-Wertes von 6,0 gut gepuffert werden, d.h. es stehen genügend Protonen im Boden zur Verfügung, um die eingetragenen OH^--Ionen zu neutralisieren. In stammnahen Bereichen (10-30cm) dagegen werden die Basen weniger gepuffert, obwohl nachweislich höhere Gehalte an Sulfat (SO_4^{2-}) und Nitrat (NO_3^-) vorliegen.

Nach *Hantl* (1990) wäre mit 50 mval/kg ca. 1g $CaCO_3$/kg Boden bzw. 1000 kg $CaCO_3$/ha eine pH-Wert-Anhebung in den Oberböden der Auen notwendig, um Bedingungen von pH ≈ 5,0-6,0 flächig zu erhalten. Allerdings treten in den pH-Bereichen von >5,0 bis 6,5 bereits Prozesse auf, welche zu einer Mobilisierung von Metall-Huminstoff-komplexen und somit zu organisch gebundenem Austrag führen können.

Für die Beantwortung der Thesen 1 und 3 für die Versuche zur ANC/BNC wurden anschließend an die Ermittlung der Acidität auch verschiedene, ökologisch relevante und für die Pufferfunktion des Bodens aussagekräftige Metallgehalte mittels AA-Spektroskopie ermittelt und nachfolgend mit den wasserlöslichen Gehalten (S4) verglichen (vgl. Schema Abb. 7.5.2.3 sowie Abb. 7.5.2.4).

Dabei kann gezeigt werden, daß die Nährstoffe wie Mg und K bei zunehmendem Säureeintrag (200 mval/kg) in verstärkter Form aus dem Boden ausgetragen werden, bei Baseneintrag sich die Gehalte kaum verändern. Bei ausgewählten Schwermetallen, welche besonders in den Braunkohlenflugaschen zu finden waren und daher für die Leipziger Auenböden besonders relevant sind (Cd, Zn, Cu, Pb) fällt auf, daß es zu einer Mobilisierung bei Säureeintrag und pH-Absenkung kommt. Die Ursache für die Schwermetallmobilisierung unter sauren Bedingungen ist auf die zunehmende Protonierung der Adsorber zurückzuführen. Bei pH-Zunahme (BNC 200 mval/kg) werden die Schwermetalle Pb und Cu in großen Mengen ausgetragen, da sie im Boden an die organische Bodensubstanz gebunden sind (Metall-Organo-Komplexbildung; *Schneider et al.* 1998, Schwermetallhuminstoffkomplexbildung; *Pelzer 1987*) und diese in alkalischem Milieu aufgrund ihrer abnehmenden Komplexstabilitätskonstanten (u.a. *Pelzer 1987*) gelöst werden.

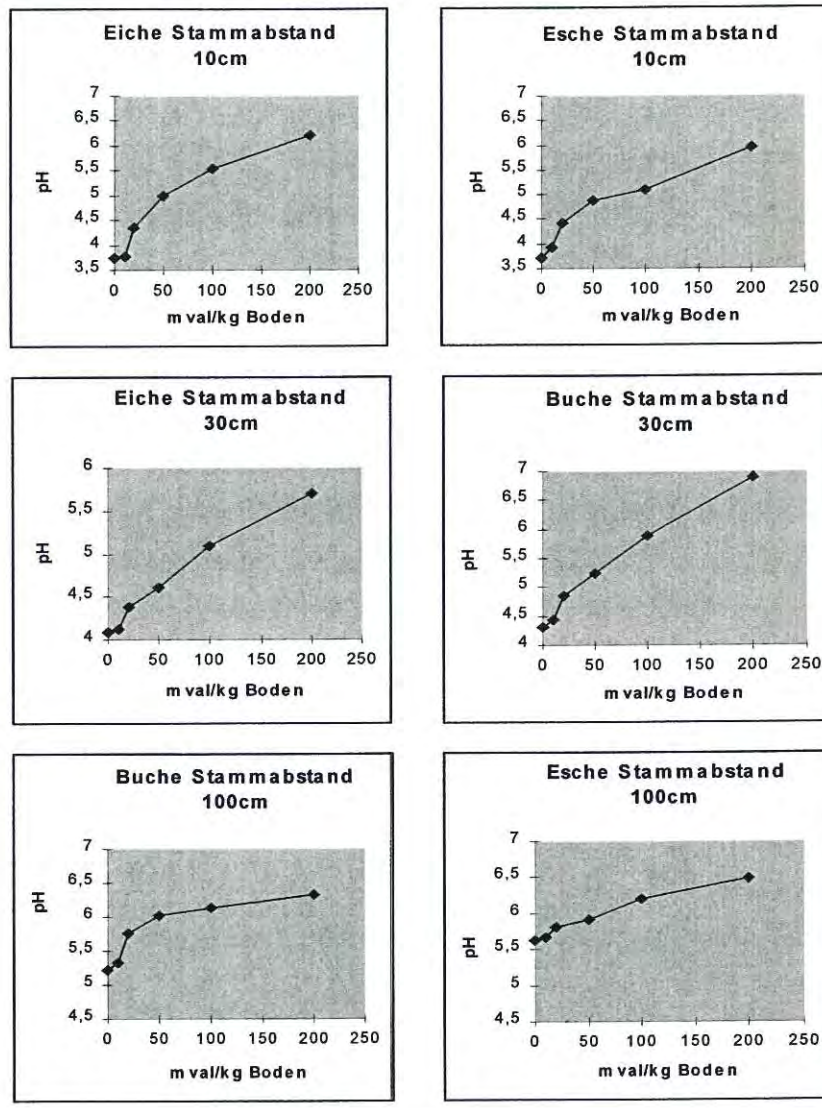


Abb. 7.5.2.1: Veränderung der Oberboden-pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald nach Zugabe definierter Basenmengen ($Ca(OH)_2$ in mval/kg Boden; vgl. *Meiwes et al. 1984*), in Abhängigkeit von Stammabstand und Baumart. Die Verlaufskurven können als Abschnitte von Titrationskurven der Bodenlösung aufgefaßt werden, da sich bei Basenzugabe eine Neutralisationsreaktion im Boden unter Protonenabgabe vollzieht. Die Referentpunkte bei 10, 20, 50, 100 und 200 mval stellen definierte Zugaben an Basen dar.

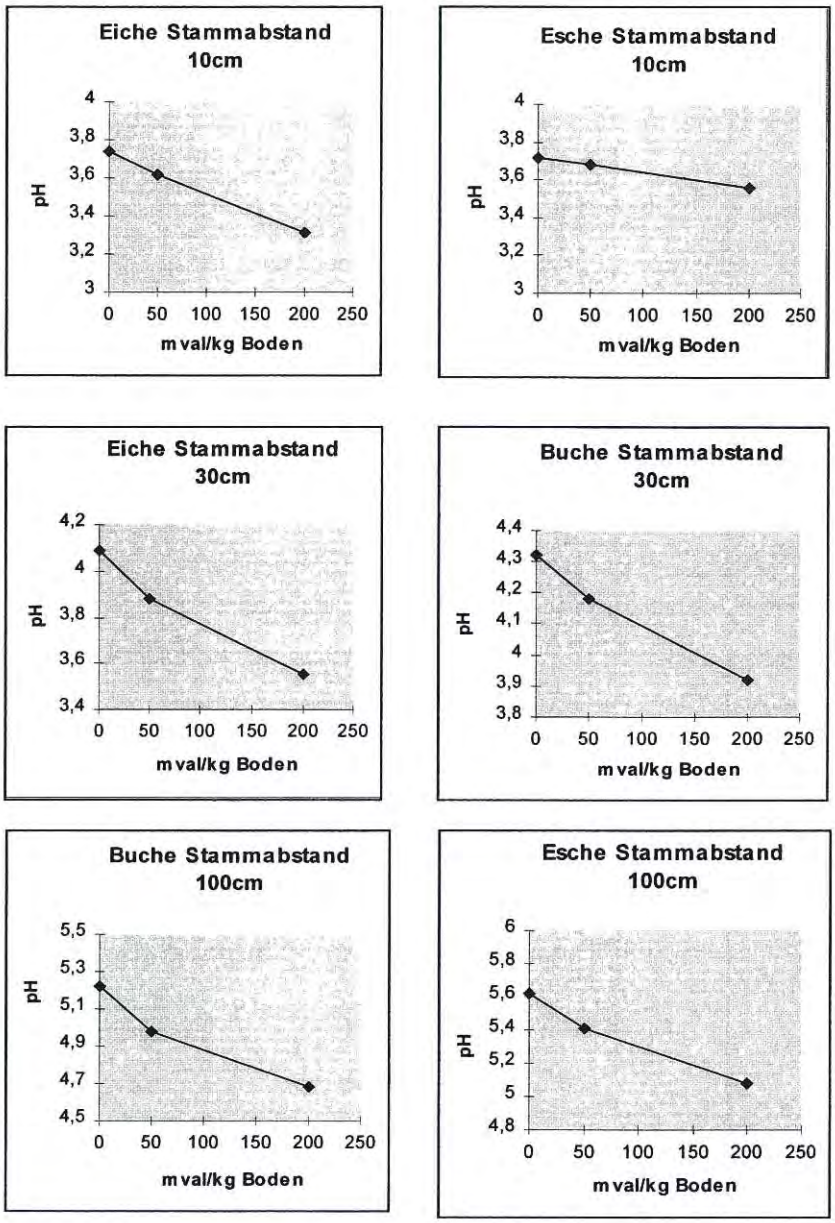


Abb. 7.5.2.2: Veränderung der Oberboden-pH-Werte im Südlichen Leipziger Auenwald nach Zugabe definierter Säuremengen (H^+ in mval/kg Boden; vgl. Methodik BNC), in Abhängigkeit von Stammabstand und Baumart. Die Verlaufskurven können ebenfalls als Abschnitte von Titrationskurven der Bodenlösung aufgefaßt werden, da sich bei Säurenzugabe eine Neutralisationsreaktion im Boden unter Protonensorption vollzieht.

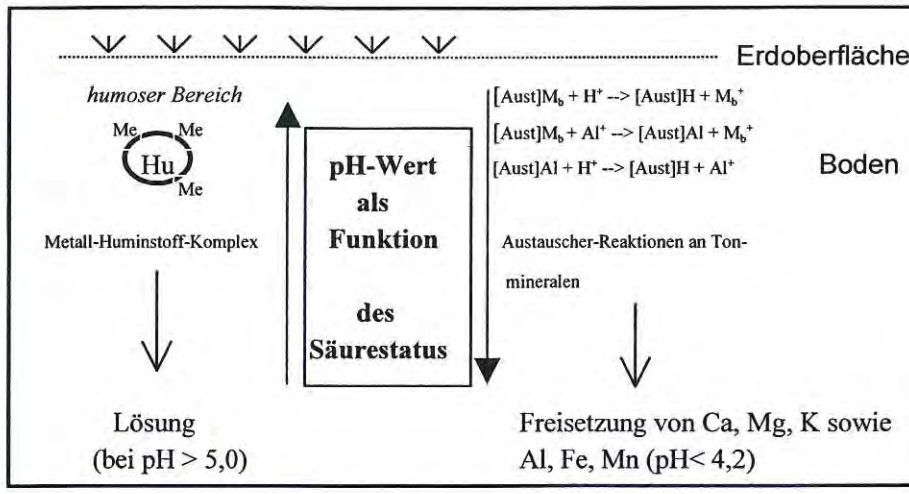


Abb. 7.5.2.3: Schema zur potentiellen Veränderung von Elementgehalten im humosen Oberboden bei definierter Säuren- bzw. Basenzugabe

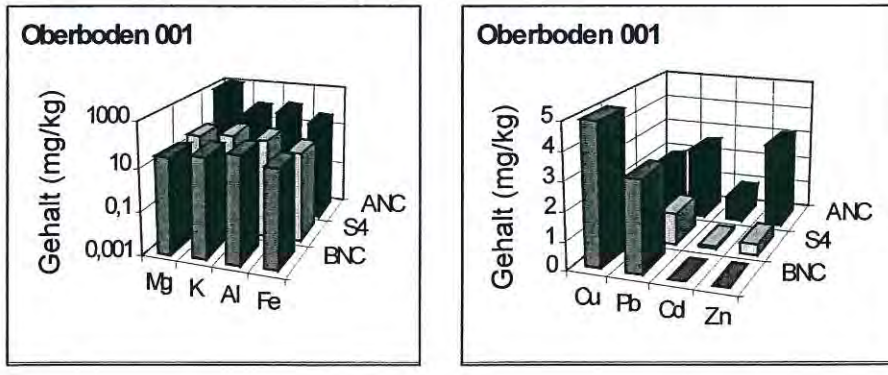


Abb. 7.5.2.4: Verfügbare Elementgehalte im Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes bei definierter Säuren- und Basenzugabe und dem Referenzwert wasserlöslicher Gehalte im S4-Versuch (DIN 38 414 Teil 4)

Es wird ebenfalls ersichtlich, daß bei der Aktivierung des Aluminium-Pufferbereiches große Mengen von Al^{3+} aber auch Fe^{2+} von den Austauschern sowie aus ihren Metallaquokomplexen herausgelöst werden und in die Bodenlösung gelangen, wo sie spektroskopisch nachgewiesen wurden. Da v.a. Al^{3+}-Ionen eine hohe Toxizität gegenüber Pflanzenwurzeln und deren Wachstum aufweisen (vgl. *Wild 1995*), können hier die Eigenschaften eines Bodens als Pflanzenstandort stark beeinträchtigt werden.

Die Veränderung der Bodengehalte an Nährstoffen und Schwermetallen, sein Rückhalte- bzw. Freisetzungsvermögen soll folgende Tabelle nochmals verdeutlichen. Verschiedene Oberbö-

den an den pH-in situ-Teststandorten wurden auf ihre Elementgehalte in Abhängigkeit vom Säurestatus (BNC, S4, ANC) untersucht.

Es ist ersichtlich, und so kann man es zusammenfassend ausdrücken, daß nicht nur die Absenkung der Boden-pH-Werte zur Freisetzung von Nährstoffen, zur Mobilisierung toxischen Al^{3+} und zur Reaktivierung von im Boden gebundenen Schwermetallen führt und somit der Boden (in diesem Falle der Oberboden) als Stoffsenke zum einen, aber gleichzeitig auch als Stoffquelle (*Haase & Neumeister 1998*) fungiert.

Diese Funktion der Stoffsenke und Stoffquelle kann als wesentliche Eigenschaft innerhalb des Geoökosystems Auenwald angesehen werden. Bestimmt wird diese Eigenschaft u.a. vom Säurestatus, wie anhand der bisherigen Darlegungen nachgewiesen werden konnte.

Säure-status		Metall Al				Metall Pb			
		Probe B001	Probe B002	Probe B6	Probe B14	Probe B001	Probe B002	Probe B6	Probe B14
ANC[1]	*pH*	*3,92*	*4,21*	*4,88*	*3,51*	*3,92*	*4,21*	*4,88*	*3,51*
	mg/kg	113,6	98,6	101,6	99,5	2,56	2,85	0,98	0,82
S4	*pH*	*4,32*	*4,65*	*4,48*	*3,98*	*4,32*	*4,65*	*4,48*	*3,98*
	mg/kg	35,6	30,5	27,1	35,6	1,08	1,12	0,03	0,01
BNC[2]	*pH*	*6,89*	*6,74*	*6,66*	*5,98*	*6,89*	*6,74*	*6,66*	*5,98*
	mg/kg	69,8	71,2	81,5	55,6	3,25	4,12	0,12	0,31

Säure-status		Metall Cu				Metall Zn			
		Probe B001	Probe B002	Probe B6	Probe B14	Probe B001	Probe B002	Probe B6	Probe B14
ANC[1]	*pH*	*3,92*	*4,21*	*4,48*	*3,51*	*3,92*	*4,21*	*4,48*	*3,51*
	mg/kg	1,86	1,69	3,22	2,56	3,06	3,89	1,24	2,89
S4	*pH*	*4,32*	*4,65*	*4,88*	*3,98*	*4,32*	*4,65*	*4,88*	*3,98*
	mg/kg	1,35	1,36	1,05	1,89	0,37	0,45	0,11	0,31
BNC[2]	*pH*	*6,89*	*6,74*	*6,66*	*5,98*	*6,89*	*6,74*	*6,66*	*5,98*
	mg/kg	5,63	4,25	3,88	2,69	0	0	0	0

[1] 200 mval/kg Säure
[2] 200 mval/kg Base

Tab. 7.5.2.1: Veränderung von Elementgehalten im Oberboden des Südlichen Leipziger Auenwaldes in Abhängigkeit vom pH-Wert. Als Referenzwerte werden die Gehalte im wässrigen Eluat S4 (nach DIN 38 414), welche die aktuellen Aciditätsbedingungen repräsentieren, gegenübergestellt.

7.6 Ionenäquivalente in Niederschlag, Stammabfluß und Boden

Für das chemische Gleichgewicht im Boden spielen v.a. die Gehalte an Kat- und Anionen eine wesentliche Rolle. Sie entstehen durch Dissoziation von Wasser, Säuren, Salzen, Kationensäuren in der Bodenlösung und geben die an bestimmten Pufferreaktionen beteiligten Ionen an. Bei einer Ionenbilazierung ist erkennbar, welche Ionen den Hauptanteil z.B. an Säureeintrag oder Pufferkapazität des Bodens ausmachen, da nicht die absolute Menge (mg/l bzw. mg/kg) entscheidend ist, sondern die Stärke und Wertigkeit der Ionen (mol), die äquivalent zu anderen Ionenmengen ist (*Hintermaier-Erhard & Zech 1997*).

Dabei ist nicht nur die Menge an Kat- und Anionen in der Bodenlösung selbst für die Pufferfunktion derselben wichtig, sondern auch die Ionenbilanz der Einträge in den Boden. Hier sind für Waldflächen neben dem Freilandniederschlag v.a. Bestandsniederschlag und dessen Auskämmung sowie die Stammabflüsse zu nennen, welche, wie in Kapitel 6 erläutert wurde, beträchtliche Gehalte an Anionen beispielsweise enthalten.

Aufgrund der Pufferung durch die Bodenlösung wird im Boden in den meisten Fällen eine eher gesättigte Lösung aus den wesentlichen Salzen und Mineralen aufrechterhalten (*Rowell 1997*). Es ist daher wahrscheinlich, daß der Boden bzw. die Bodenlösung nach Veränderungen, Ein- oder Austrägen von Stoffen/Elementen bestrebt ist, diesen Gleichgewichtszustand wiederherzustellen. *Rowell* schreibt, daß „die Geschwindigkeit, mit der sich das Gleichgewicht (in der Bodenlösung, Anmerk.d.A.) wieder einstellt ..." sehr langsam ist und sich Böden daher sehr selten im absoluten Gleichgewichtszustand befinden, in den meisten Fällen sind sie diesem Zustand aber sehr nahe. Dies ist sehr wichtig, um die Geschwindigkeit von Pufferreaktionen abschätzen zu können und die Wirkung von z.B. eingetragenen basischen oder säurebildenden Ionen in den Boden in ihrer zeitlichen Dimension bewerten zu können.

Die Ionenäquivalente im Boden stehen in direktem Zusammenhang mit der KAK_{eff}, welche die Menge an oberflächlich gebundenen austauschbaren Kationen im Boden angibt. Daß die im Waldboden wiederfindbaren Kat- und Anionen wesentlich von den Ionengehalten und -verteilungen in Niederschlag, Kronenauskämmung und Stammabfluß abhängen, zeigt Tab. 7.6.1. Die Abbildung 7.6.2.1 zeigt die Prozesse und Faktoren, die die Ionengehalte in der Bodenlösung sowie in den Komponenten Bestand, Bodenvegetation und Bodenwasser bedingen.

Auch *Matschullat et al.* (1997) geben für Bestandsniederschläge deutlich höhere Ionen- und Schwermetallkonzentrationen an als für entsprechenden Freilandniederschlag. Für die humosen Ah-Horizonte ungedüngter Waldböden zeigen *Matschullat et al.* folgende Vergleichs-

werte für essentielle Pflanzennährstoffe an: Ca 1,19 mmol/l, Mg 0,49 mmol/l, K 0,36 mmol/l, Na 0,96 mmol/l.

Die Ionenkonzentrationen sowie ihr Gleichgewichtszustand im Boden sind pH-Wert-abhängig (*Wild 1995*). Daraus folgt, daß der Säurestatus eines Bodens entscheidend ist für die Ionengehalte, anders ausgedrückt aber auch die Ionenäquivalentgehalte und deren Bilanz Informationen über den Säurestatus und die Pufferkapazität des Bodens geben. Die genannte pH-Abhängigkeit der Ionenkonzentration im Boden ist eng gekoppelt mit den Adsorptionsmechanismen an Bodenkolloiden und deren negativ geladenen Oberflächen. Bei niedrigen pH-Werten beispielsweise nimmt die Zahl der negativen Oberflächenladungen der organischen Bodensubstanz (DOM) allgemein ab, so daß weniger Kationen adsorbiert werden und ihre Konzentration in der Bodenlösung steigt:

$$2[\text{-COO-Ca}] + H^+ \xrightarrow{\text{pH-Senkung}} -2[\text{COOH}] + Ca^{2+}$$

So kann es zum Austrag von Nährstoffen kommen.



Abb. 7.6.1: Gewinnung von Sickerwässern und Bodenlösung

	N frei	N Best1	N Best2	Sta Q	Sta F	BoLö[2] 5cm	BoLö 10cm	BoSu[3] 0-10	Bsp.[1] *Rowell*
Ca^{2+}	0,08	0,2	0,2	**2,23**	0,80	0,51	1,13	0,53	1,18
Mg^{2+}	0,02	0,07	0,07	0,31	0,22	0,32	0,27	2,42	0,29
K^{+}	0,01	0,10	0,11	**1,18**	**1,95**	0,97	0,21	0,73	0,85
Na^{+}	0,06	0,14	0,12	**1,12**	**1,46**	0,21	0,06	1,33	0,52
Cl^{-}	0,09	0,18	0,15	**0,97**	0,18	0,64	0,53	0,59	0,22
NO_3^{-}	0,04	0,25	0,21	**0,96**	0,16	0,07	0,24	2,33	2,29
SO_4^{2-}	0,17	0,21	0,22	**7,79**	**1,44**	0,61	0,73	2,15	0,46

Nfrei - Freilandniederschlag Südaue

Nbest1 - Bestandsniederschlag Bulk 1 Nbest2 - Bestandsniederschlag Bulk 2 Südaue

Sta Q - Stammabfluß *Quercus robur* Sta F - Stammabfluß *Fraxinus excelior*

BoLö 5cm/10cm - Bodenlösung 5/10cm Tiefe BoSu 0-10cm - Suspension Ah-Horizont

[1] - Gelbbrauner Lehm, Suspension, Neuseeland (*Rowell 1997*)

[2] - für Bodenlösung Angaben in mmol(eq)/l Boden

[3] - für Bodensuspension Angaben in mmol(eq)/l Boden

Tab. 7.6.1: Ionenäquivalente in mmol/l verschiedener Ökosystemparameter im Wald im Vergleich - das Beispiel Südlicher Leipziger Auenwald. Auffällig sind die erhöhten Ionengehalte in den Stammabflüssen, hier kommt es scheinbar zu einer Art Konzentrationseffekt, verbunden mit dem Prozeß der Interzeptionsverdunstung. Für alle Elemente wird die Anreicherung bestimmter Ionen im Bestand gegenüber dem Freilandniederschlag erkennbar.

7.6.1 Methodik

Die Ermittlung der Ionengehalte erfolgte im wässrigen Aufschluß S4 nach DIN 38 414 Teil 4 (vgl. auch Methoden Kapitel 7.1). Die An- und Kationengehalte wurden im Filtrat ionenchromatographisch bestimmt. Die Umrechnung in die entsprechenden Äquivalente in mmol/l erfolgte nach folgenden Faktoren (nach *Hintermaier-Erhard & Zech 1997*):

1 mg/l Ca = 0,0499 mmol(eq)/l 1 mg/l Mg = 0,0822 mmol(eq)/l

1 mg/l K = 0,0256 mmol(eq)/l 1 mg/l Na = 0,0435 mmol(eq)/l

1 mg/l SO_4^{2-} = 0,0208 mmol(eq)/l 1 mg/l NO_3^{-} = 0,0161 mmol(eq)/l

1 mg/l Cl^{-} = 0,0282 mmol(eq)/l 1 mg/l Al^{3+} = 0,0899 mmol(eq)/l.

7.6.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, daß die Ionenbilanz in den Oberböden des Südlichen Leipziger Auenwaldes vom Abstand zum Stamm („Säureeintragspfad") abhängig ist. Tab. 7.6.2.1 zeigt, daß die Differenzen der Ionenbilanzen mit zunehmendem Stammabstand immer größer werden. Da in geringer Stammentfernung die Ionenbilanzen bis auf ein Beispiel <20% Abweichung liegen, kann man konstatieren, daß hier die ermittelten Ionen sowohl beim Säureeintrag als auch bei dessen Pufferung die Hauptanteile ausmachen. Das weist auf die Anwesenheit von Sulfat und Nitrat und deren starken Säuren im Boden hin. Bei wachsenden Differenzen der hier erstellten Ionenbilanzen der Waldböden mit zunehmendem Stammabstand spielen diese Anionen eine geringere Rolle, sind also stärker gepuffert.

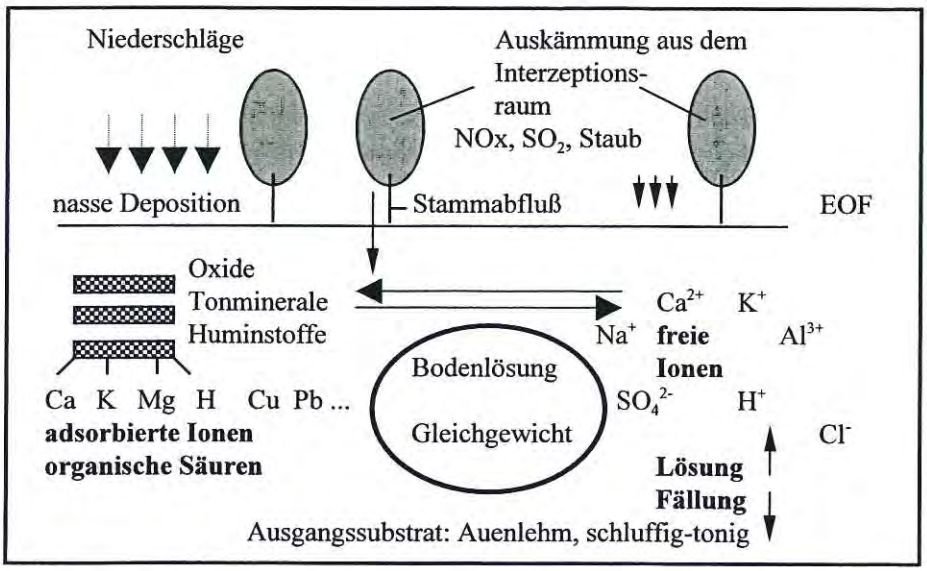
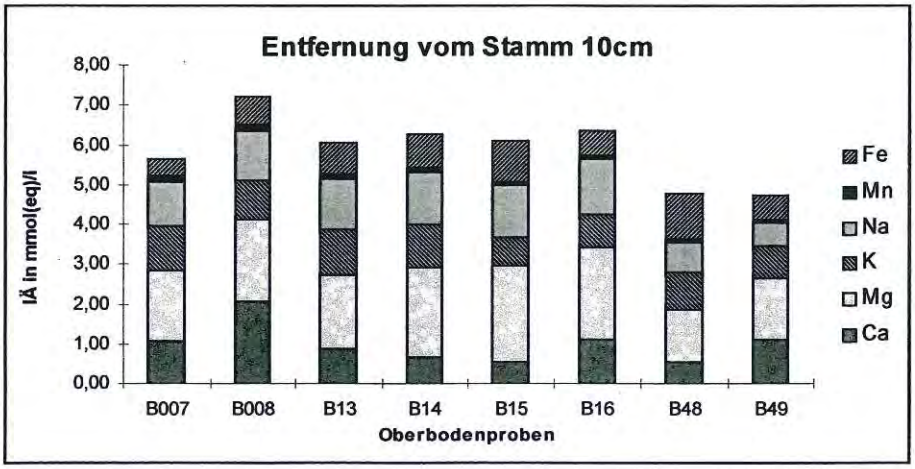


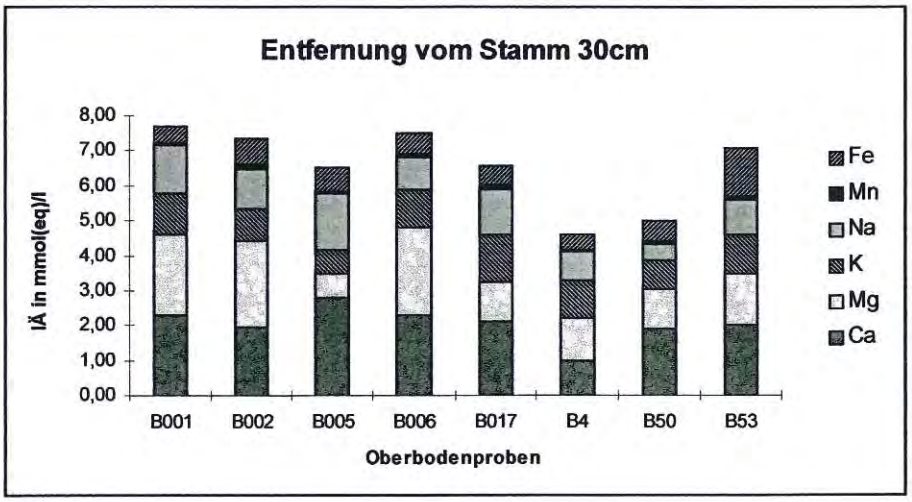
Abb. 7.6.2.1: Parameter und Prozesse, die die Ionengahlte des Waldbodens und ihr Gleichgewicht in der Bodenlösung beeinflussen

10cm										
Probe	**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**Σ**	**Cl^-**	**NO_3^-**	**SO_4^{2-}**	**Σ**	**Rest[1]**
B007	1,08	1,78	1,09	1,14	**5,09**	0,51	2,36	1,84	**4,71**	*7,4*
B008	2,06	2,07	0,99	1,24	**6,36**	0,50	1,44	1,76	**3,70**	*41,8*
B13	0,86	1,86	1,15	1,29	**5,16**	0,51	1,99	2,13	**4,63**	*10,2*
B14	0,66	2,27	1,09	1,31	**5,33**	0,57	2,03	2,40	**5,0**	*6,19*
B15	0,53	2,42	0,73	1,33	**5,01**	0,59	2,33	2,15	**5,07**	*1,18*
B16	1,13	2,31	0,81	1,42	**5,67**	0,61	1,76	2,00	**4,37**	*22,8*
B48	0,54	1,33	0,94	0,75	**3,56**	0,58	1,77	2,02	**4,37**	***18,5***
B49	1,13	1,52	0,83	0,57	**4,05**	0,53	2,19	2,30	**5,02**	***19,3***
30cm										
Probe	**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**Σ**	**Cl^-**	**NO_3^-**	**SO_4^{2-}**	**Σ**	**Rest[1]**
B001	2,31	2,32	1,14	1,38	**7,15**	0,59	2,1	2,34	**5,03**	*34,7*
B002	1,97	2,44	0,95	1,13	**6,49**	0,61	1,98	2,17	**4,76**	*26,6*
B005	2,81	0,66	0,7	1,6	**5,77**	0,49	1,82	1,63	**3,94**	*25,3*
B006	2,29	2,52	1,06	0,94	**6,81**	0,45	1,66	1,7	**3,81**	*44,0*
B17	2,1	1,16	1,34	1,27	**5,87**	0,4	1,64	2,28	**4,57**	*28,8*
B4	0,96	1,24	1,11	0,79	**4,1**	0,65	2,05	1,5	**4,2**	***2,4***
B50	1,92	1,1	0,86	0,46	**4,34**	0,49	1,18	1,44	**3,11**	*28,3*
B53	2,02	1,45	1,14	0,98	**5,59**	0,42	1,86	1,58	**3,86**	*30,9*
100cm										
Probe	**Ca**	**Mg**	**K**	**Na**	**Σ**	**Cl^-**	**NO_3^-**	**SO_4^{2-}**	**Σ**	**Rest[1]**
B003	4,05	2,31	0,99	1,17	**8,52**	0,51	1,18	1,37	**3,06**	*64,1*
B009	2,98	2,89	0,81	1,28	**7,96**	0,59	1,15	1,49	**3,23**	*59,4*
B10	2,55	2,68	1,21	1,37	**7,81**	0,61	1,73	1,62	**3,96**	*49,3*
B15	4,06	1,01	0,58	1,18	**6,83**	0,37	1,49	2,01	**3,9**	*42,9*
B18	2,81	0,69	0,56	1,31	**5,37**	0,52	1,96	2,04	**4,52**	*15,8*
B20	4,02	0,99	0,46	1,35	**6,82**	0,59	1,28	1,4	**3,27**	*52,0*
B5	4,13	1,14	1,11	0,84	**7,22**	0,48	1,71	1,66	**3,85**	*46,6*
B6	2,23	1,60	1,11	0,96	**5,9**	0,50	1,31	1,91	**3,72**	*36,9*

[1] Differenz der Gleichung Σ [Kationen] - Σ [Anionen] in %

Tab. 7.6.2.1: Bilanzierung der Ionengehalte an Kat- und Anionen (Basen- und Säurebildner) in Form von Ionenäquivalenten (Angaben in mmol[eq]/kg) - dabei wird ersichtlich, daß die Überschüsse an Ionenäquivalentmenge der Kationen (normal) die der Anionen (fett) mengenmäßig übersteigen. Des weiteren wird deutlich, daß die Differenzen in der Ionenbilanz mit zunehmendem Stammabstand größer werden, v.a. andere Anionen wie NO_2^-, Br^-, PO_4^{3-} etc. an den Reaktionen beteiligt sein müssen.





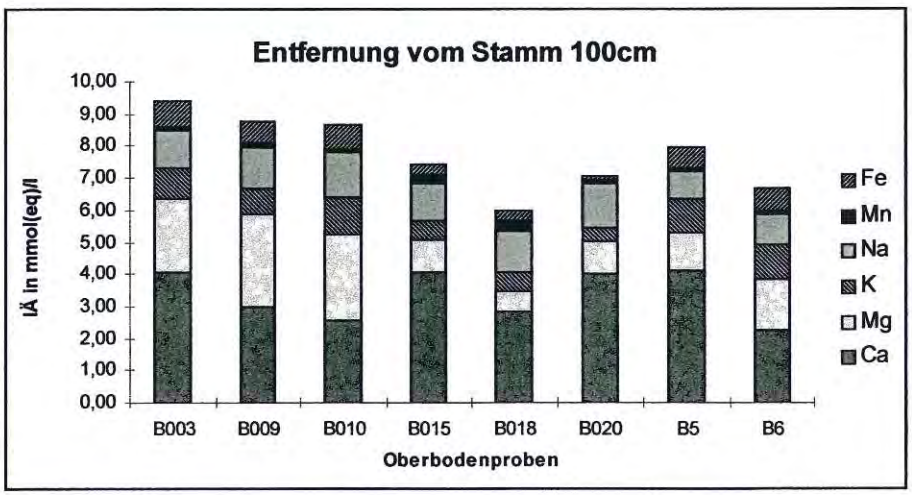
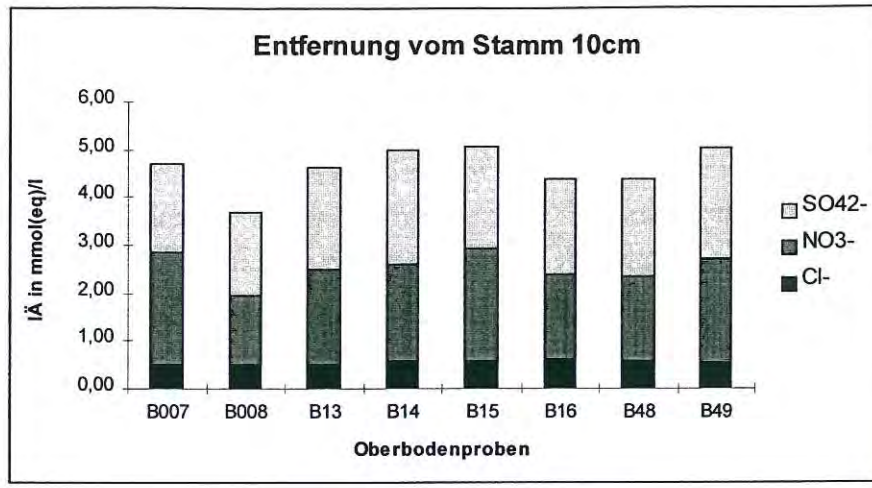
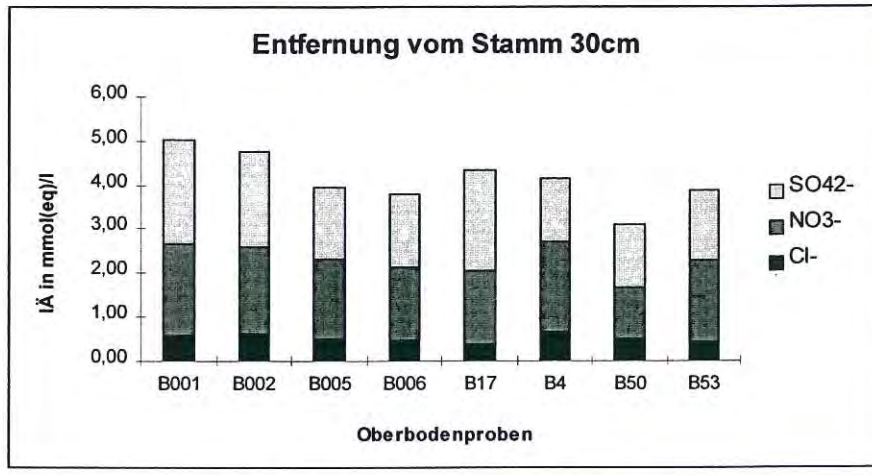


Abb. 7.6.2.2: Kationenäquivalente potentieller Basenbildner (Ca, Mg, K, Na) und Kationensäuren (Mn, Fe) im Oberboden des Südlichen Auenwaldes in mmol(eq)/kg





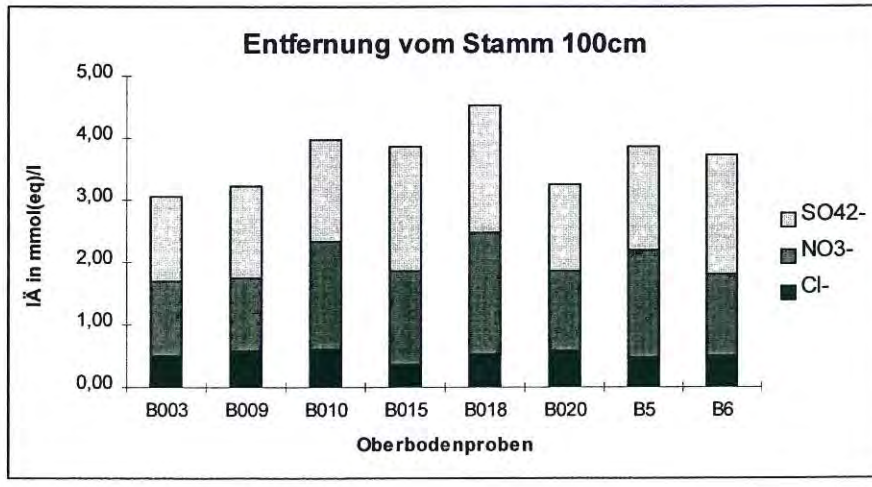


Abb.7.6.2.3: Anionenäquivalente potentieller Säurenbildner (SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^-) im Oberboden des Südlichen Auenwaldes in mmol(eq)/kg

Die Kationenanteile sind wesentlich höher, bis auf wenige Ausnahmen. Die prozentualen Reste an Anionen in den Bilanzen müssen in nicht ermittelten Bromid-, Phosphatgehalten (sehr gering), v.a. aber in organischen Säuren gesucht werden.

Bei der Betrachtung der Abb. 7.6.2.3 zu den Ionenäquivalenten an potentiellen Säuren- und Basenbildnern im Boden in Abhängigkeit von der Entfernung zum Stamm kann man feststellen, daß Calcium in Stammnähe nur in geringer Menge im Boden vorkommt, im Gegensatz zu den größeren Stammabständen, v.a. ab 1 Meter. In Stammnähe ist also eine Ca-Abreicherung erkennbar. Dieses Ergebnis stimmt mit den Meßwerten des anorganischen Kohlenstoffes (IC) sowie den in situ ermittelten pH-Werten überein. Zwischen IC-Gehalten und pH-Werten in wässriger $CaCl_2$-Suspension wurde eine Regression von $R^2 = 0{,}92$ ermittelt, zwischen dem pH-Wert und dem $[Ca^{2+}]$-Gehalt eine Regression von $R^2 = 0{,}86$.

Man kann demnach fesstellen, daß die in situ ermittelten pH-Werte und IC-Gehalte eine Aussage über die Ca-Verfügbarkeit im Boden in Abhängigkeit von der Lage im Bestand (Stammnähe) zulassen. Auch für das Element Magnesium (Mg) zeigt sich eine solche, wenn auch wesentlich weniger deutlich ausgeprägte Tendenz.

Darüber hinaus zeigt die Abb. 7.6.2.2, daß frei verfügbares Eisen (Fe) in Stammnähen von 10-30cm in größeren Gehalten vorliegt und entsprechende Ionengehalte stellt, als in größerer Stammnähe.

Daß in geringeren Stammabständen die Ionengehalte an Sulfat (SO_4^{2-}) und Nitrat (NO_3^-) höher sind als in größerer Entfernung vom Stamm, zeigt die Abb. 7.6.2.3. Die niedrigen pH-Werte des in-situ-Meßprogrammes weisen auch auf diese höheren Säurengehalte in Stammnähe hin, zumal bekannt ist, um welche Hauptsäurebildner es sich in der Region Leipzig handelt.

7.7 Metallbindungsformen in den Waldböden der Südlichen Leipziger Aue zur Charakterisierung von Mobilität und Rückhaltevermögen der Böden

Veränderungen des Säurestatus im Boden wirken sich wesentlich auf seine Funktion in der Landschaft aus, Stoffe aus Atmosphäre, Hydrosphäre und Lithosphäre zu speichern bzw. zeitweilig bis dauerhaft zu binden. Kolloidgetragene Bindungsmechanismen im Boden (Tonminerale, Huminstoffe, Metalloxide) sind pH-Wert-abhängig (Tab. 7.7.1).

In einem schadstoffbelasteten Raum wie dem Leipziger spielt der Boden als Filter und Puffer für Schadstoffe eine große Rolle. Untersuchungen zur Problematik der Schwermetallbelastung

der Leipziger Oberböden (*Haase 1996a,b, 1998*) haben gezeigt, daß gerade die Waldböden der Flußauen der Weißen Elster und Pleiße eine Senke für die Schwermetalle darstellen.
Für die Verfügbarkeit an Nährstoffen (Alkali- und Erdalkalimetallen) und die Umweltrelevanz von Schwermetallgehalten in Böden spielen neben den Gesamtgehalten, die im Säureaufschluß (S7; DIN 38 414 Teil 7) ermittelt werden, vor allem die Bindungsformen der Metalle an Bestandteile der Bodenmatrix eine wesentliche Rolle. Sie geben Auskunft über die Mobilisierbarkeit bzw. Rückhaltefähigkeit des Bodens, bestimmte Metalle betreffend.

Metall	Bindung im Boden durch			oberhalb
	Humus	Ton	Sesquioxide	pH-Wert
Cd	hoch	gering	mittel	**6**
Mn	gering	mittel	mittel	**5,5**
Ni	mittel	gering	mittel	**5,5**
Co	mittel	gering	mittel	**5,5**
Zn	gering	mittel	mittel	**5,5**
Al	sehr hoch	hoch	hoch	**4,5**
Cu	sehr hoch	mittel	hoch	**4,5**
Cr (III)	sehr hoch	hoch	sehr hoch	**4,5**
Pb	sehr hoch	hoch	sehr hoch	**4**
Fe (III)	sehr hoch	sehr hoch		**3,5**

Tab. 7.7.1: Bindungstärke von umweltrelevanten Metallen bei normalen Gehalten in luftreichen Böden in Abhängigkeit von pH-Wert und Bodenmatrix (aus *Krüger 1995*)

Die Bindung im Boden ist auch für die Puffersubstanzen der verschiedenen Pufferbereiche von außerordentlicher Wichtigkeit. Metalle wie Al, Ca, Mg, K und Fe gehören beispielsweise dazu (vgl. Pufferbereiche Kapitel 6). Dabei sind vor allem für den Austrag aus der Stoffsenke Boden (Boden wird zur Stoffquelle) in das Oberflächen- und Grundwasser, aber auch in den Pflanzenorganismus, die unspezifisch im Boden adsorbierten (*Krüger & Schneider 1994*), leicht mobilisierbaren und nachlieferbaren Fraktionen der Schwermetalle von Bedeutung.
Da in den sogeannten „mobilen" Fraktionen zum größten Teil pH-abhängige, austauschbare (Komplex-)Bindungen (*Schneider et al. 1997*) vorliegen, geben ihre Anteile am Gesamtschwermetallgehalt Aufschluß über die tatsächliche Gefährdung der betroffenen Böden.
Leichter mobilisierbare Metallspezies sowie in humusreichen Böden die an die organische Bodensubstanz gebundenen Anteile repräsentieren die aktuelle Beeinträchtigung der Böden unter den gegebenen Milieubedingungen (Acidität und Redoxpotential); stärker fest an pedogene Oxide bzw. Hydroxide gebundene Metalle mehr die potentiell mögliche Mobilisierfä-

higkeit im Boden (vgl. auch Pufferbereiche nach *BMELF 1997*: Waldbodenbericht). Im Totalaufschluß können diese Gehalte allerdings nicht von den fester im Boden an pedogene Oxide oder residual gebundenen Anteilen differenziert werden.

Im besonderen bei Waldböden spielen die Bindungen von Nährstoffen, Puffersubstanzen und Schadstoffen an die organische Bodensubstanz eine große Rolle. Die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz in Waldböden, insbesondere wenn es sich um eine sehr artenreiche Bestockung handelt, kann räumlich sehr heterogen sein und ihr jeweiliger Einfluß auf die Bindungsformen von Elementen im Boden sehr spezifisch. Erste Untersuchungen zur Beziehung der Huminstoffgehalte von Stammabflüssen, Interzeptionsauskämmung und Bodenlösung (*Haase et al. 1998*) zeigten darüber hinaus, daß die Anreicherung der organischen Bodensubstanz nicht ausschließlich von bodenbürtigen humosen Substanzen gesteuert wird.

Durch die Anwendung des sequentiellen Extraktionsverfahrens auf die Oberböden des Südlichen Leipziger Auenwaldes soll überprüft werden, welche Anteile am Gesamtschwermetallpool leicht verfügbar bzw. löslich sind und somit auch bei geringen pH-Wert-Änderungen verfügbar werden. Die in Tab. 7.7.1 angegebenen pH-Werte, unterhalb derer mit einer Freisetzung von Schwermetallen vom Bodenkolloid zu rechnen ist, zeigen, daß gerade hochtoxische Elemente wie Cd, Ni oder auch Zn bei pH-Werten <5,5 in Lösung gehen. Sie puffern zwar die Bodenlösung, gefährden aber gleichzeitig Pflanzenwurzeln und Grundwasser. Des weiteren soll auch die Bindung an die organische Bodensubstanz näher beleuchtet werden, da es bei einer pH-Wert-Anhebung zur Lösung dieser und der daran gebundenen Metalle kommen kann.

Mittels der jeweiligen Anteile der Metallbindungsformen am Gesamtgehalt ist es möglich, neben der Verfügbarkeit bzw. Rückhaltefähigkeit der einzelnen Metallspezies auch Informationen über die Herkunft des Metalls zu erhalten.

Geogen im Boden akkumulierte Schwermetalle (Verwitterung) zeigen v.a. in der Residual-Fraktion erhöhte Gehalte, während die mobilen Anteile gering sind. Anthropogen eingetragene Metalle (v.a. oberflächliche Akkumulation) dagegen besitzen erhöhte Gehalte in der mobilen sowie auch in der nachlieferbaren Fraktion, da sie meist nur unspezifisch und schwach an Tonmineralen und pedogenen Oxiden oberflächlich adsorbiert sind (*Krüger 1995*). Diese Zuordnung und die Vermutung der Herkunft der verschiedenen Metalle ist jedoch nicht eindeutig, da eben, wie bereits ausgeführt, für die Bindungsform an der Bodenmatrix neben der Eintragsform auch die im Boden herrschenden geochemischen Milieubedingungen sowie die spezifischen Sorptionseigenschaften der Metalle (Wertigkeit, Reaktionsfreude, spezifische Komplexbildung an Oberflächen etc.) eine Rolle spielen.

Gerade in humusreicheren Böden bzw. Bodenhorizonten werden Metalle in organische Makromoleküle eingebaut und bilden chelatartige Metall-Humus-Komplexe, welche mit abnehmendem pH-Wert zunehmende Bindungsstärke (Ausfällung der Huminsäuren) aufweisen: Fe > Al > Cu > Pb > Ni > Co > Cd > Zn *(Hintermaier-Erhard & Zech 1997)*.

7.7.1 Methodik

In einem von *Schneider & Krüger* (1994) erweiterten sequentiellen Extraktionsverfahren nach *Zeien & Brümmer* (1989) werden folgende Fraktionen bzw. Bindungsformen für Metalle im Boden unterschieden:

Fraktion	Extraktionsmittel	Bindungsform	ökologische Bedeutung
0	aqua dest., angesäuert mit HNO_3	wasserlösliche Metallanteile	ökosystemrelevant, da Wasser wichtigstes Lösungsmittel im Boden
I	1 M NH_4NO_3, angesäuert mit HNO_3	Mobile Fraktion: austauschbare, unspezifisch adsorbierte Metalle sowie leicht lösliche metallorganische Komplexe	leicht verfügbare Metalle, „bioverfügbar"
II	1 M NH_4Ac (pH 6, eingestellt mit 50% Essigsäure)	Leicht nachlieferbare Fraktion; Spezifisch adsorbierte, oberflächennah okkludierte und carbonatgebundene Formen sowie metallorg. Komplexe geringerer Bindungsstärke	durch geringe Veränderungen der Bodenacidität/-alkalinität mobilisierbare (Karbonatpuffer-bereich) Metalle
III	0,1M NH_2OH-HCl (pH6) und 1 M NH_4Ac (pH5,5)	an Mn-Oxide gebundene Fraktion (mit verdünnt. HCl)	bei stärkerem Säureeintrag lösliche Spezies
IV	0,025 M NH_4-EDTA (p4,H 6, mit Ammoniaklösung)	an org. Bodensubstanz gebundene Fraktion	mit Huminstoff-fällung und -lösung freigesetzte Fraktion
V	0,2 M NH_4-Oxalat (pH 3,25, mit verd. Ammoniaklösung)	an schlecht kristalline Eisenoxide gebundene Fraktion	schwer lösliche Metallbindungen, da Fe-Oxide erst im Al-Fe-Pufferbereich bei pH<4,2-3,8 angegriffen werden
VI	0,1 M Ascorbinsäure im 0,2 M Oxalatpuffer	an kristalline Eisenoxide gebundene Fraktion	siehe oben
VII	Mikrowellenaufschluß (HCl, H_2O_2, HNO_3)	Säurelösliche Residualfraktion	weniger ökosystemrelevant, da so niedrige pH-Werte nicht erreichbar

Abb. 7.7.1.1: Sequentielles Extraktionsverfahren nach *Zeien & Brümmer* (1989), modifiziert nach *Krüger & Schneider* (1994)

7.7.2 Ergebnisse

Die Ergebnisse des sequentiellen Extraktionsverfahrens zeigen, daß die verschiedenen Metalle zum einen unterschiedlich fest im Boden gebunden sind und zum anderen, daß an der Metallsorption mehrere Kolloide spezifisch beteiligt sind (Abb. 7.7.2.1/2).

Bei den potentiell basenbildenden Kationen **Ca** und **Na** überwiegt die unspezifische und leicht lösliche Bindung an Kolloide und als metallorganische Komplexe (Fraktion I), währenddessen diese Tendenz bei **Mg** und **K** weniger ausgeprägt ist und der in der Residualfraktion (Fraktion VII) gelöste Anteil wesentlich bedeutsamer ist (>50%).

Die bodenbürtigen Kationensäuren **Al, Fe** und **Mn** zeigen sehr unterschiedliche Anteile in der Residualfraktion (Al > Fe > Mn), Mangan ist bis zu >5% in der mobilen Fraktion zu finden, der Hauptanteil in Mn-Oxiden (Fraktion III) sowie ebenfalls in Anteilen um ca. 10% in der organisch gebundenen Fraktion (Fraktion IV). Sehr hohe Mn-Anteile (>40%) sind an schlecht kristalline Eisen-Oxide (Fraktion V) gebunden und somit schwer löslich und erst im Al-Fe-Pufferbereich mobilisierbar. Die höchsten Eisengehalte finden sich in der Residual- und Eisenoxidfraktion (VI), sind also ebefalls schwer löslich und werden erst bei Boden-pH-Werten < 4,0 aktiviert. Ein nennenswerter Anteil Fe ist ebenfalls an die organische Bodensubstanz gebunden (Abb. 7.7.2.1).

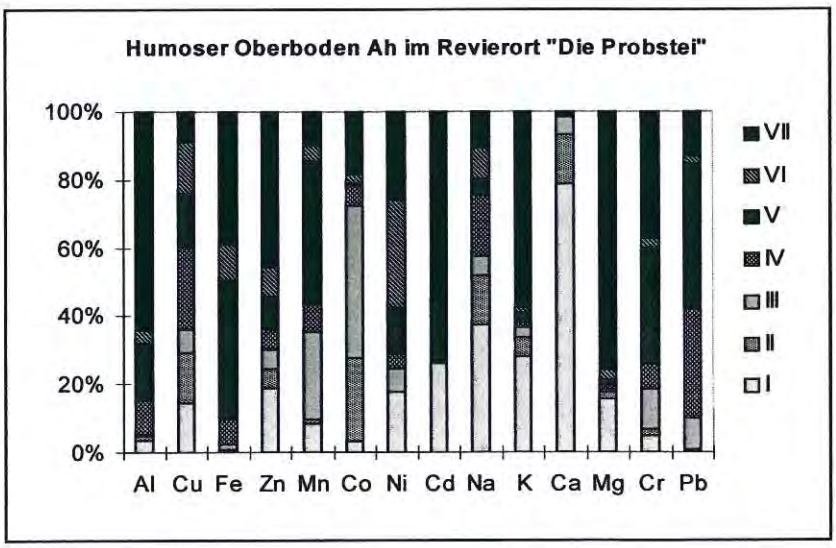


Abb. 7.7.2.1: Metallbindungsformen im Ah im Revierort „Die Probstei" im Südlichen Leipziger Auenwald (Fraktionen I bis VII s. Kapitel 7.7.1)

Das als [Al^{3+}] wurzeltoxische Aluminium ist hauptsächlich fest im Boden gebunden und hat seine höchsten Anteile in der Residualfraktion (≈ 75 %). Allerdings besitzt Al auch eine Affinität zur organischen Bodensubstanz und bildet Metallorgano-Komplexe aus. Da es bei pH-Werten <4,0 Protonen gemeinsam mit der Kationensäure Fe puffert (vgl. *Ulrich 1981*), ist auch ein Teil des Al im Oberboden an kristalline und schlecht kristalline Fe-Oxide gebunden.

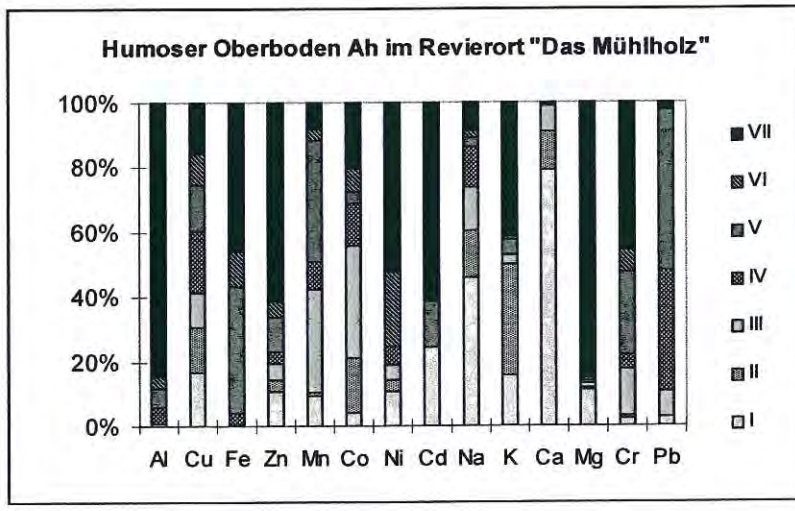


Abb.7.7.2.2: Metallbindungsformen im Ah im Revierort „Die Probstei" im Südlichen Leipziger Auenwald (Fraktionen I bis VII s. Kapitel 7.7.1)

Da es sich bei Schwermetallen zum einen um Schadstoffe mit einem z.T. hohen Toxizitätsgrad (Pb, Cr, Ni, Cd), zum anderen aber auch um Kationen und potentiell gegen H^+-Ionen austauschbare („Puffer"-)Kationen handelt, ist die Frage nach deren Bindungsform im Boden sehr wichtig.

Dabei kann man bei einem Teil der schweren Elemente feststellen, daß sie eine ausgeprägte Affinität zur organischen Bodensubstanz haben (u.a. *Krüger 1995; Schneider et al. 1997*), wie z.B. bei **Cu** und **Pb**, etwas weniger deutlich ist diese Tendenz auch bei Co und Ni zu erkennen. Leicht mobilisierbare Schwermetalle sind dagegen **Cd** und **Zn**, wo beträchtliche Anteile in Fraktion I+II gebunden sind (Abb. 7.7.2.1-3). Die unspezifische Bindung an die Oberflächen der Adsorber ist bei Cd und Zn auf die anthropogen bedingte Akkumulation in den Auenober-

böden zurückzuführen. Sie waren und sind Hauptschwermetallbestandteile der Flugaschen, welche bei der Verbrennung von Braunkohle freiwerden (*Haase 1996a,b, 1998*).

Vergleicht man die prozentualen Anteile der im Residuat gebundenen Metalle mit den Anteilen in den anderen Fraktionen, so kann man feststellen, daß Totalgehalte gerade in bezug auf die Pufferfunktion und das Rückhaltevermögen von Böden wenig aufschlußreich sind. Hohe Anteile kommen in mobilen und leichter löslichen Bindungsformen im Boden vor, bei Cu und Pb in erster Linie würden beträchtliche Anteile mit einer Lösung von Huminstoffen im Boden bei veränderten Aciditätsbedingungen (Alkalinisierung) freiwerden.

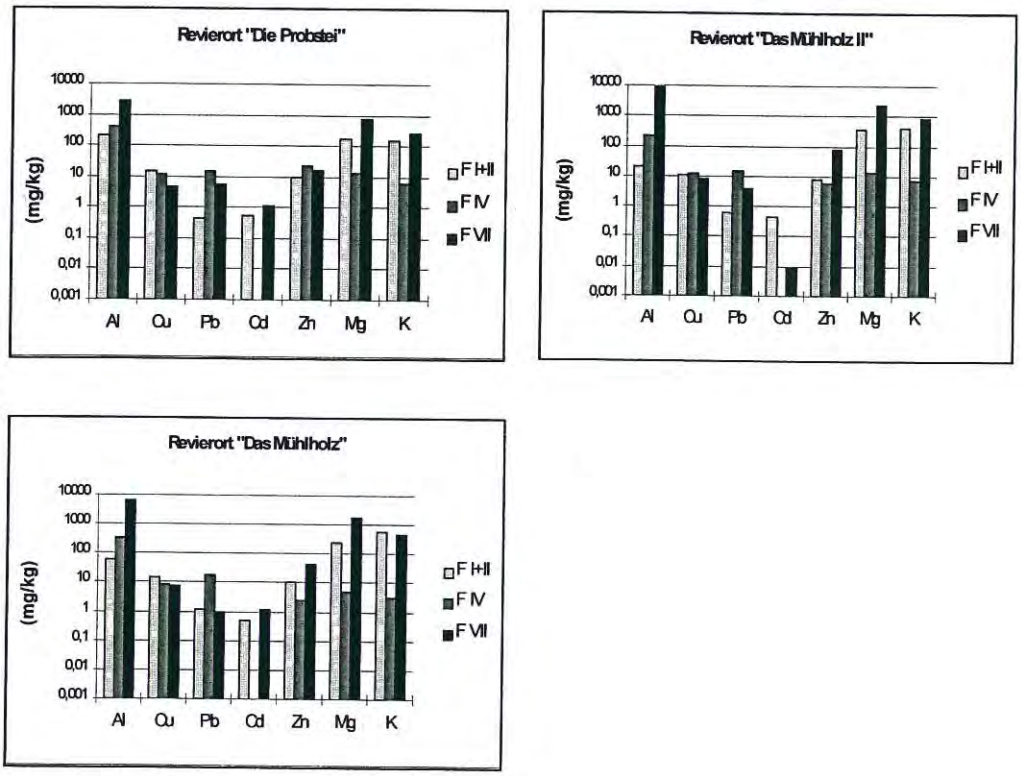


Abb. 7.7.2.3: Vergleich der Metallbindungsformen im Oberboden: mobile Fraktion (I+II), an die organische Bodensubstanz gebundene Fraktion (IV) sowie säurelösliche Residualfraktion (VII) im Südlichen Leipziger Auenwald

7.8 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse über die Pufferfunktion des Waldbodens

Mit den vorgestellten Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß der Säurestatus sowie die Pufferfunktion von Auwaldböden äußerst komplexe und von exogenen sowie endogenen Faktoren abhängige Parameter sind, die sich allerdings gut für die Beschreibung und Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit (*Muhar 1996*) desselben eignen. Dies soll als erstes Ergebnis der Untersuchungen festgehalten werden. Bestätigt werden die Ergebnisse durch Literaturbeispiele (u.a. *Matschullat et al. 1997; Meiswes et al. 1984; Wild 1995; BMELF 1996, 1997; Papke et al. 1987; Rehfuess 1990; Otto 1994*).

Für die Ermittlung von für diese komplexen Parameter geeigneten Indikatoren oder einfachen Parametern (*Kuhnt & Jensen-Huss 1990*) im Ökosystem wurde methodisch induktiv sowie deduktiv vorgegangen (wissenschaftsmethodischer Ansatz; Kapitel 4.1).

Die Ergebisse zeigen, daß die Immissions- bzw. Depositionsbedingungen und dadurch bedingte Stoffeinträge die Stoffdynamik im Geoökosystem des Südlichen Leipziger Auenwaldes beeinflussen, insbesondere den Säurestatus und die Pufferfunktion der Böden.

Der Trend zu saurer werdenden Niederschlägen im Raum Leipzig kennzeichnet den derzeitigen Säurestatus der Waldböden, auch wenn die pH-Werte der Niederschläge seit 1996 nicht weiter sinken.

Es ist eine nahezu konzentrische Abnahme der Oberboden-pH-Werte in Abhängigkeit von großen Baumstämmen im Auenwald festzustellen. Die Stämme der Waldbäume, ihr Kronenraum und v.a. die Stammabflüsse, welche durch Bestandsverdunstungsprozesse Säurenbildner und andere Schadstoffe in relativ angereicherter Form in den Boden bringen, werden als wesentliche „Säure- und Stoffeintragspfade" in den Auenwäldern betrachtet.

Untersuchungen der Elementgehalte, Ionenäquivalente und H^+-Ionenkonzentrationen von Bestandsniederschlag und Stammabflüssen an ausgewählten Standorten des Südlichen Leipziger Auenwaldes haben gezeigt, daß es sich hierbei um saure (pH <4,0) Einträge handelt, in welchen die Säurebildner Sulfat und Nitrat angereichert sind.

Basisch wirkende Kationen wie Ca oder Mg dagegen sind in Niederschlägen, Kronenauskämmung und Stammabflüssen zurückgegangen. Besonders in den stammnahen Bereichen werden somit eingetragene Säuren und Säurenbildner in geringerem Maße gepuffert und es kommt zu besagter pH-Wert-Abnahme des Oberbodens in den stammnahen Bereichen.

Als besonders aussagekräftig erwies sich ein von *Neumeister & Haase* (vgl. *Neumeister et al. 1997*) entwickeltes Meßprogramm, mit welchem es möglich wurde, die pH-Werte der oberflächennahen Bodenhorizonte in einem engen Raster um die Stämme flächig zu ermitteln. Die Ergebnisse in Form von standörtlich-räumlichen pH-Wert-Mustern und pH-Gradienten in Abhängigkeit von der Entfernung zum Baumstamm können als wichtige Schritte für das Verständnis von Säureeinwirkungspfaden in Wäldern, v.a. Laub- und Mischwäldern mit Bäumen des Kronen-Trichtertyps (*Otto 1994*), angesehen werden.

Die Auswahl an Ökosystemparametern der Oberböden, welche als Indikatoren auf die Frage nach seiner Pufferkapazität gegenüber sauren und/oder basischen Einträgen untersucht wurden, setzt sich aus einfach zu bestimmenden Parametern wie pH-Wert oder DOC-Gehalt und komplexen Parametern wie der ANC und BNC (Säuren- und Basenneutralisationskapazität) zusammen.

Für die Untersuchungen wurde ein Methodenspektrum angewendet, welches aus erprobten, zum Teil genormten (DIN) Verfahren bestand, zum Teil auch aus Neuentwicklungen bzw. Erweiterungen bereits bekannter Verfahren.

Der Vergleich der Ergebnisse dieser pedochemischen Untersuchungen mit den Ergebnissen des in-situ-Meßprogrammes zeigte übereinstimmend die angegriffene Pufferkapazität der stammnahen Bereiche der Oberböden im Südlichen Leipziger Auenwald. Es wurde aus den Untersuchungen deutlich, daß der pH-Wert, welcher nicht in einer laborativen Suspension ermittelt wurde, sondern „vor Ort", den Säurestatus des Bodens dahingehend charakterisiert, daß bei Kenntnis des Bodentyps und des Ausgangssubstrats eine erste Abschätzung der Pufferfunktion des Waldbodens vorgenommen werden kann.

Sind Ergebnisse von Schadstoffanalysen in Boden oder Bodenlösung vorhanden, können des weiteren Abschätzungen des Potentials an freisetzbaren Schadstoffen mit pH-abhängiger Bindung vorgenommen werden. Dazu dienen die Ergebnisse des sequentiellen Extraktionsverfahrens nach *Zeien & Brümmer* (1989).

Es konnte mit den genannten Thesen und den zu ihrer Verifizierung angewandten Methoden bzw. Meßprogramme gezeigt werden, daß und wie die Stoffsenke Auenwaldböden unter veränderten bzw. variablen Immissionsbedingungen sowie Depositionsraten zur Stoffquelle wird.

Da es sich bei den Ökosystemen der Leipziger Auenwälder und deren Böden um ein Gebiet handelt, welches großen hydrologischen Schwankungen unterlegen ist, und das Grundwasser bis <1m unter der Erdoberfläche anstehen kann, muß eine weitere Frage zum Säurestatus und zur Pufferfunktion der Auenwaldböden lauten:

- Welche Prozesse spielen sich, iniziiert durch atmogene Stoffeinträge und niedrige Niederschlags-pH-Werte, in der Vertikalen des Bodenkörpers ab ?
- Wie ist die Pufferfunktion des lehmigen Unterbodens zu bewerten und die Rückhaltefähigkeit des Bodens gegenüber eingetragenen Schadstoffen ?
- Welche Rolle spielen die pedogenen Bindungsmechanismen bei einer (Re)Mobili-sierung umweltrelevanter Elemente ?
- Welche Stoffdynamik ist durch künstliche Renaturierungsmaßnahmen in Form von Oberflächenflutungen unter Waldbestand zu erwarten ?

Diesem Thema soll sich Kapitel 8 widmen.

8 Tiefenwirkungen eines veränderten Säurestatus im Oberboden

Bei einer Veränderung des Säurestatus in den Oberböden der Auenwälder im Raum Leipzig werden die Puffermechanismen im Boden und somit die gesamte Bodenlösung auch in der Vertikalen des Bodenkörpers beeinflußt.

Die differenzierten Muster der pH-Werte des oberflächennahen Bodenbereiches, welche mittels in-situ-Aufnahme erhoben wurden, zeigen, daß es einen Zusammenhang gibt zwischen der räumlichen Struktur des Waldbestandes und des Bodenzustandes. Da der humose Oberboden im direkten Einflußbereich der Vegetation liegt (Wurzelraum, Humifizierungs-Aufbau- und Mineralisierung-Abbau-Prozeßraum) und als oberste Bodenschicht auch die gesamte nasse und trockene Stoffdeposition zuerst „erhält", ist nicht weiter verwunderlich, daß hier durch veränderte Immissionsbedingungen Pufferreaktionen in unterschiedlicher Intensität ablaufen, Protonenkonzentrationen im Boden im Meterbereich horizontal stark variieren und somit die pH-Werte eine hohe Differenzierung aufweisen.

Auch die unteren Bodenhorizonte werden durch die im Oberboden ablaufenden Prozesse beeinflußt. Vertikale Bewegungen von Sickerwasser, Lösungs-, Auswaschungs-, Fällungs- und Einwaschungsreaktionen aus dem Oberboden in den Unterboden beeinflussen nachhaltig dessen pedochemische Milieubedingungen. Wenn sich diese verändern, kann es zur Mobilisierung spezifisch im Boden gebundener Stoffgruppen kommen.

Dazu gehören z.B. die Nährstoffverarmung durch Auswaschung, die Schwermetallmigration infolge von Freisetzung aus kolloidalen Oberflächen- oder metallorganischen Verbindungen, die Komplexierung und Lösung von Humus-Komplexen in schwach saurem bis leicht alkalischem Milieu.

Da die Bodenacidität bindungsspezifisch wirkt, müssen verschiedene Elemente bzw. Elementgruppen voneinander getrennt betrachtet werden. Während pH-Werte über 6,0 eher zur Fixierung von Cadmium im Boden führen, werden Schwermetalle wie Kupfer oder Blei in metallorganischen Komplexen mobilisiert und gehen in Lösung.

Aus diesen einleitenden Bemerkungen geht hervor, daß der Säurestatus im Boden die Vertikalbewegungen in der ungesättigten und gesättigten Zone wesentlich beeinflußt.

8.1 Thesen zu den Versuchsanordnungen

Die Thesen zu den Bodenuntersuchungen, welche sich den Vertikalbewegungen im Bodenkörper widmen, werden wie folgt formuliert (vgl. Kapitel 4):

1. Veränderungen der Bodenacidität führen zur Änderung pH-Wert-abhängiger Sorptionsverhältnisse in gesättigter und ungesättigter Bodenzone. Erhöhte Deposition von anorganischen Säuren in die Böden wirken sich negativ auf ihr elementspezifisches Rückhaltevermögen für kolloidgebundene Schadstoffe aus.
2. Aus diesem Grund werden die Säuren- und Basenneutralisationskapazität (ANC/BNC) als komplexe Parameter betrachtet, die das Reaktionsmilieu und die Pufferfunktion der Auenböden beschreiben. Als geochemische, komplexe Größen sind ANC und BNC in der Lage, die Reaktionsmechanismen im Ökosystem widerzuspiegeln und wesentliche Aussagen über Mobilisierungs- bzw. Immobilisierungstendenzen zu geben.
3. Durch die aktuelle Pufferleisteung der Böden sorbierte Stoffgehalte werden durch saure oder alkalische Deposition (re)aktiviert und zur Migration „angeregt".
4. Da die Auenböden in ihren obersten Horizonten ständig eine Anreicherung von organischer Bodensubstanz erfahren, aber auch noch in >50cm Bodentiefe org.C-Gehalte von > 2,0% auftreten, wird erwartet, daß diese sich als elementspezifischer Träger im Boden verhält, dessen Rückhaltefähigkeit für Schadstoffe ebenfalls vom Säurestatus des Bodens wesentlich beeinflußt wird.
5. Der Auenboden speichert die Nährstoffe für das Waldökosystem. Zum anderen ist er auch eine Senke für atmogene und fluvial akkumulierte Schadstoffe (z.B. Schwermetalle). Infolge von Veränderungen des pedochemischen Reaktionsmilieus kann es zu einer Verarmung an Ca, Mg, K und Na sowie zu einer Freisetzung toxischer Elemente im Boden kommen. Er wird zur Stoff-Quelle. Um diese Frage zu klären wurde ein Modell entworfen:

- Ist-Zustand: gekennzeichnet durch die Extraktion des Anteils der wassereluierbaren Metalle bei der beginnenden Mobilisierung widergibt,
- Worse case im alkalischen Milieu: Ermittlung der Basenneutralisationskapazität (BNC) nach *Meiwes et al. (1984)* zur Simulation von Basenzufuhr

- Worse case im sauren Milieu: Ermittlung der Säureneutralisationskapazität (ANC) nach *Haase (1998)* zur Simulation der Pufferung und Folgen saurer Depositionen.

6. Renaturierungsmaßnahmen in Form von Oberflächenflutung mit Flußwasser führen zu Sedimentation und zusätzlichem Stoffeintrag sowie einer (Re)Mo-bilisierung des vorhandenen Stoffpools. Dabei wird davon ausgegangen, daß v.a. die Gehalte leicht mobilisierbarer Schadstoffe erhöht werden.

8.2 Die Stoffgruppe der Metalle in Böden

Da in den folgenden Kapiteln Metalle als eine Stoffgruppe im Boden näher betrachtet werden, an welcher die Folgewirkungen von Veränderungen des Säurestatus im Boden demonstriert werden sollen, ist es notwenig, einige Bemerkungen zu Bindung, Bewegung und Funktion von Metallen im Boden voranzustellen.

Nach *Ruppert* (1987; in: *Blume* 1990) weisen v.a. Ton- und Schluffraktionen (Tonminerale und sekundäre Eisenoxide) sowie die stark sorbierenden Huminstoffe die höchste Sorptionskapazität für Bindungsformen der Schwermetallelemente auf. Durch die Verwitterungsprozesse der Gesteine und ihrer Minerale entsteht eine Art natürlicher Vorrat an potentiell verfügbaren, mehr oder weniger gut löslichen, in den Boden freigesetzten (Schwer)Metallen, welche in bodentypischen Bindungsformen vorliegen (*Blume* 1990). Bindungsformen können dabei sein:

- Metall-Huminstoff-Komplexe (schwerlöslich),
- anorganische Komplexe,
- Tonmineraloberflächen (pH-abhängige Bindungen),
- hydratisierte, positive Metallionen,
- sekundäre Eisenoxide bzw. deren Oberflächen.

Am jeweiligen Standort wirken milieubedingte Stoffverlagerungs- bzw. Translokationsprozesse, welche mit Prozessen der Bodenbildung und Profildifferenzierung gekoppelt sind. Gleichermaßen wie die natürlichen (Schwer)Metallgehalte unterliegen auch die auf anthropogenem Pfad in den Boden gelangten Elemente diesen Bedingungen. Neben profildifferenzierenden Prozessen (Bodenbildung) bedingen v.a. auch die pedochemischen Milieubedingungen wie der Säurestatus z.B. das elementspezifische Löslichkeitsverhalten der einzelnen Schwermetalle, was schließlich zu signifikanten An- und Abreicherungsprozessen in bestimmen Bo-

denbereichen bzw. Bodenhorizonten führt. Solche Ab- bzw. Anreicherungen beziehen sich nicht auf den Gesamtgehalt des Bodens, sie sind von Element zu Element sehr unterschiedlich. Diese Aussage trifft auf die Kationensäuren Al, Fe und Mn gleichermaßen zu wie auf Nährstoffe (Ca, Mg, K und Na) und Schwermetalle wie Cu, Pb, Cd oder Zn.

Die Bewegungen von (Schwer)Metallen, ihre elementspezifische (Re)Mobilisierungen im Boden, können allgemein mit den Prozessen Mobilisierung, Immobilisierung (Retention) und Remobilisierung sowie Migration beschrieben werden. "Zu welchen Anteilen die Metalle gelöst sowie in der Feststoffphase gebunden vorliegen, wird durch physikalisch-chemische Wechselbeziehungen zwischen dem Stoffbestand der Bodenmatrix sowie den gelösten Bindungsformen und deren Konzentrationen in der Bodenlösung bestimmt ..." (Zitat *aus: Jenne* 1986; in: *Blume 1990*).

Das Verhalten von Schwermetallen im Boden bzw. in der Bodenlösung kann als sehr kompliziert und vielgestaltig beschrieben werden. Besonders bei der Anwesenheit von löslichen (an)organischen Komplexbildnern und in Abhängigkeit vom pH-Wert durch in mannigfaltiger Form auftretende Bindungsformen ist noch nicht in allen Einzelheiten bekannt, welche wesentliche Rolle der Steuerung der Im- und Remobilisierung der (Schwer)Metalle durch den pH-Wert und die Huminstoffe der Bodenlösung zukommt, aber als wichtige Einflußgröße bewertet werden muß (vgl. auch *Grün et al. 1987*). Das Verhalten von metallischen Elementen im Boden und ihre spezifischen horizontalen und vertikalen Bewegungen werden durch sich ständig ändernde Gleichgewichte zwischen Lösungs- und Fällungsphase sowie Ad- und Desorptionsreaktionen gesteuert *(Sposito 1981; Brümmer et al. 1986; Blume 1990)*. Dabei herrscht im Boden ein Gleichgewicht zwischen den in gelöster und immobiler (aber mobilisierbarer) Form vorliegenden Schwermetallen, welches von den pedochemischen Milieubedingungen (Säurestatus und Pufferkapazität) des Bodens abhängig ist (*Scheffer & Schachtschabel 1992*).

Das Potential an möglichen Trägern von Bindungspositionen von Schwermetallionen im Boden bestimmt die Adsorptions- und Desorptionsverhältnisse für die sich in der Bodenlösung befindlichen (Schwer)Metalle. Das heißt, je höher die Konzentration an solchen Anlagerungsoberflächen sowie potentiellen Komplexbildnern im Boden und je höher die Konzentration an (Schwer)Metallionen in der Bodenlösung ist, desto wahrscheinlicher ist eine Adsorption von Schwermetallionen an diesen Kolloiden.

Die Stabilität von metallorganischen Komplexen ist pH-Wert-abhängig oder pH-Wert-spezifisch und nimmt in der Reihenfolge Zn < Cd < Ni << Pb << Cu zu (*Kerndorff & Schnit-*

zer 1980). Durch die Erkenntnis über den Zusammenhang zwischen Kolloideigenschaften (Oberflächenladungen) und pedochemischem Milieu konnte erklärt werden, daß sich für einige Metalle trotz geringer Konzentrationen im Boden deutlich höhere Verlagerungsgeschwindigkeiten nachweisen lassen, als für Elemente, welche in höherer Konzentration vorlagen und trotzdem immobiler einzustufen sind (*Mayer 1978*). *Gerlich* (1987) stellte z.B. für Cd eine exponentiell steigende Mobilisierung bei Absenkung des pH-Wertes um eine Einheit fest.
So kann unterstrichen werden, daß die Bestimmung der Bindungsformen im Boden zur Ermittlung der Pufferkapazität und Erklärung der Wirkung des aktuellen Säurestatus von außerordentlicher Bedeutung ist.

8.2.1 Das Beispiel der Leipziger Auenböden

Der nördliche Teil der Aue steht teilweise unter Landschafts- und Naturschutz (Status LSG, NSG) und zeigt das gesamtes Spektrum naturnaher Auenböden: Auelehmvegas, Aueschluffvegas, Deckauelehmvegas, Vegagleye, Gleye, Humusgleye, Anmoorgleye, usw. und stellt damit das Gebiet der Stadt Leipzig mit dem höchsten Natürlichkeitsgrad von Vegetation und Böden dar (u.a. *Richter 1964; Stoye 1992).*
Der Mittelteil der Auen im Bereich von Plagwitz, Schleussig und dem Hochflutbecken ist dicht bebaut und hochgradig versiegelt und zum großen Teil technogen überprägt. Obwohl hier selbstverständlich auch die Fragen einer möglichen Renaturierung sowie dem Stofftransport von der Süd- zur Nordaue als Problem anstehen, sollen sie in dieser Arbeit unberücksichtigt bleiben.
Der Südteil der Weiße Elster-Pleiße-Aue bis zur Linie Windorf-Wildpark zeigt noch naturnahe Bodenverhältnisse, Allochtone Auelehm-Vega und Vegagleygesellschaften; die Bodenwasserverhältnisse allerdings sind durch Grundwasserabsenkungen im Bergbaurandbereich nachhaltig gestört. Infolge von pedochemischen Prozessen wie Mineralisierung, Humusabbau, Verlehmung und Stauvergleyung werden die wenig gegliederten und kaum horizontierten Allochtonen Auenvegen allmählich verändert (*Richter 1995*). Im diesem Bereich des Südlichen Auenwaldes befindet sich das Untersuchungsgebiet der Boden-pH-Untersuchungen sowie die Referenzprofile zur Ermittlung von Säuretoleranz und Stoffmobilität. Bereits von *Richter* (1964) beschriebene Trockenrisse im Oberboden während des Sommers konnten ebenfalls festgestellt werden. Seit einigen Jahren bereits sind nun Bestrebungen im Gange, Teile des ökologisch destabilisierten, innerstädtischen Auwaldes zu renaturieren. In einem

10jährigen Projekt (1994-2004) der Stadt in der Südlichen Leipziger Aue wird eine Testfläche im Frühjahr mit dem Wasser des kleinen, aueninternen Vorfluters Paußnitz oberflächlich geflutet (vgl. Abb. 8.2.1.1). Veränderungen für die Auenlandschaft und in erster Linie deren Vegetation sollen untersucht werden (*Vehn 1998*).

Flutungsmaßnahmen dieser Art haben aber nicht nur auf die Auenvegetation, sondern auch für die Böden und Gewässer der Auen Einfluß. Gerade Böden in solchen im Relief tiefliegenden Bereichen stellen, wie bereits erwähnt, Senke und Quelle für immissionsbedingt bzw. fluvial eingetragene Schadstoffe dar, so auch die braunen Auenböden im Bereich der künstlichen Oberflächenflutung an der Paußnitz (*Haase et al.1997; Schneider et al. 1998*). So kann eine oberflächliche Flutung bzw. Überstauung Stofftransporte begünstigen und sich auf die vertkale und horizontale Stoffausbreitung auswirken.

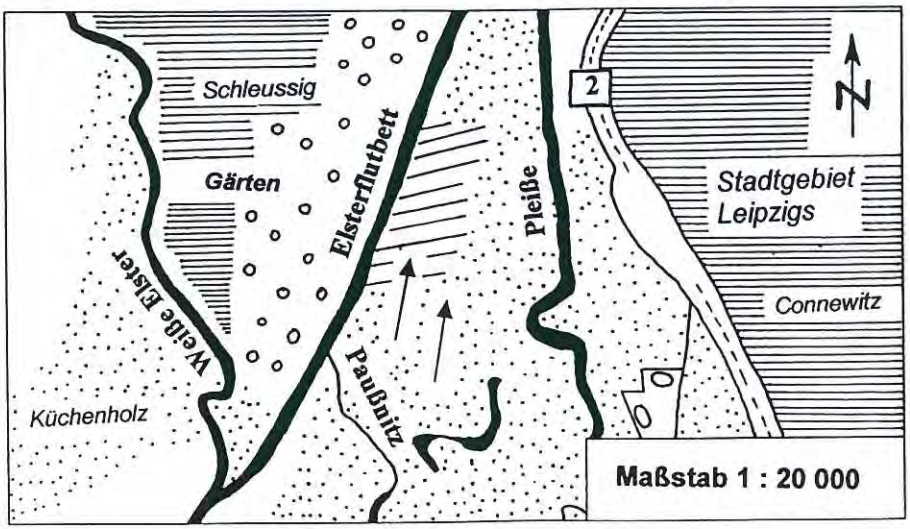


Abb. 8.2.1.1: Die Lage des Renaturierungsgebietes an der Paußnitz im Südlichen Leipziger Auenwald (= Auenwaldbereich; = bebaute Fläche)

In den Untersuchungen zu den geochemischen Milieubedingungen der Böden und Gewässer im Überflutungsgebiet sind neben Fragen der Bodenacidität und seiner Pufferkapazität auch die Problematik möglicher (Im)Mobilisierungsprozesse umweltrelevanter Schadstoffgruppen in der ungesättigten Bodenzone bis ins Grundwasser von Interesse (Abb. 8.2.1.4). Ermittelte Stoffgehalte (v.a. DOM, Metalle, Sulfat, Nitrat) in den Böden und Gewässern vor und nach den frühjährlichen Flutungsereignissen sollen mit bestehenden Orientierungswerten für Böden, Sedimente und Wasser verglichen werden, um so den Einfluß der Renaturierungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt der Böden zu quantifizieren.



Abb. 8.2.1.2: Oberflächenflutung an der Paußnitz im Februar 1997



Abb. 8.2.1.3: Beginnender Frühjahrsaspekt nach der Flutung im März 1997

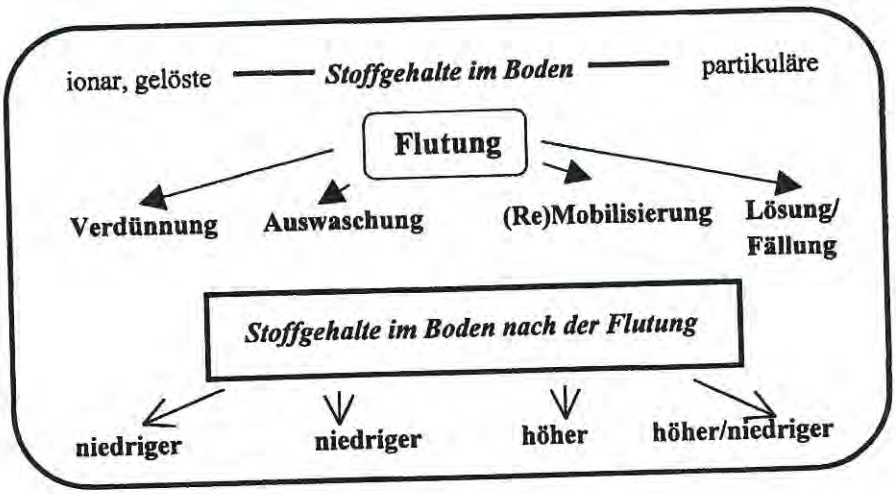


Abb. 8.2.1.4: Mögliche Veränderungen der Stoffgehalte im künstlichen Flutungsgebiet an der Paußnitz durch Renaturierungsmaßnahmen initiierte Prozesse

Dabei ist wiederum der Säurestatus des Ober- und Unterbodens, die Vertikalverteilung bestimmter Stoffgruppen und das Mobilisierungspotential, welches dadurch hervorgerufen wird, von Interesse.

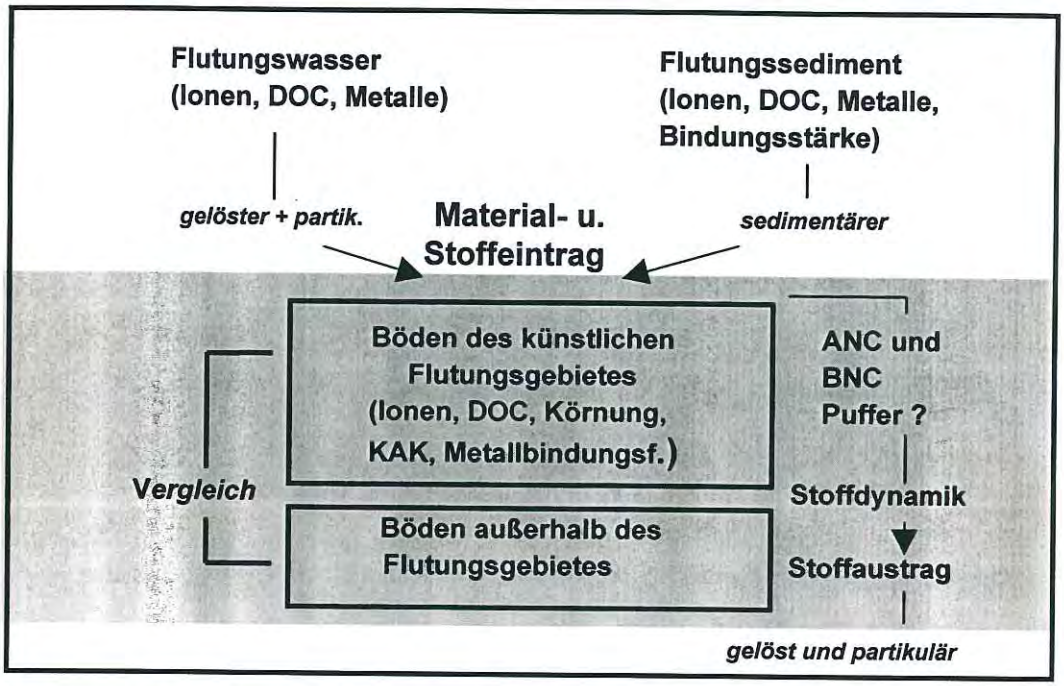


Abb. 8.2.1.5: Methodenspektrum Erfassung der Stoffdynamik im Flutungsgebiet an der Paußnitz

Im folgenden sollen vier Vertikalprofile im Südlichen Leipziger Auenwald näher betrachtet werden, von denen sich Profil 01 und 02 im künstlichen Flutungsgebiet an der Paußnitz und zwei Profile 03 und 04 außerhalb der Wiedervernässungsfläche befinden (Abb. 8.2.1.6-9).



Horizont	Beschreibung	Anmerkung
(O) 1-3cm	frische und braune Blattauflage	geringe Mächtigkeit
Ah 0-10cm	krümelig, frisch, dunkelbraun	stark durchwurzelt
aMGo 10-40cm	dichter, dunkelbraun	durchwurzelt
Go 40-80cm	verdichtet, rostig (Flecken), braun	Oxidationshorizont, trocken
Gor >80cm	dunkel- bis schwarzbraun, Mn-Konkretionen, teils rostig	vereinzelte Wurzeln, feucht

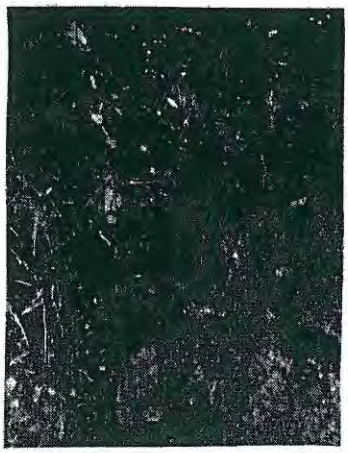
Abb. 8.2.1.6: Profilaufbau und -beschreibung des Allochtonen Vegagleyes Profil 01 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz



Horizont	Beschreibung	Anmerkung
(O)	frische und braune Blattauflage	geringe Mächtigkeit
Ah 0-10cm	krümelig, frisch, dunkelbraun	sehr stark durchwurzelt
aMGo 10-45cm	dichter, dunkelbraun, plattig	stark durchwurzelt
Go 45-80cm	verdichtet, Rost-Flecken, braun	Oxidationshorizont, trocken
Gor >80cm	dunkel- bis schwarzbraun, Mn-Konkretionen, rostig	vereinzelte Wurzeln, relativ feucht

Abb. 8.2.1.7: Profilaufbau und -beschreibung des Allochtonen Vegagleyes Profil 02 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz

Die Profile innerhalb und außerhalb des Renaturierungsgebietes unterscheiden sich, ohne die Flutungsereignisse seit 4 Jahren einzubeziehen, in ihrer Lage zum Damm der Weißen Elster. Es liegt eine leichte Neigung vom Elsterdamm in Richtung Revierort „Probstei" vor, so daß die zwei Profile 01 und 02 im Flutungsgebiet in 50-80cm trockener sind (Go) als die zwei Profile im nichtgefluteten Bereich. Diese weisen im Go auch Reduktionsmerkmale auf (Mn-Konkretionen, Bleichflecken) und werden daher mit GoGr bezeichnet. Auf die trockeneren Bedingungen des jetzt gefluteten Bereiches weisen u.a. auch die Hainbuchen an den Standorten 01 und 02 hin.



Horizont	Beschreibung	Anmerkung
(O)	frische und braune Blattauflage	geringe Mächtigkeit
Ah 0-12cm	frisch, krümelig, dunkelbraun	stark durchwurzelt
aMGo 12-46cm	dichter, dunkelbraun, plattig	durchwurzelt
GoGr 46-75cm	verdichtet, Rost-Flecken, dunkelbraun	Oxidations-Reduktionshorizont, feucht
Gor >75cm	schwarzbraun, Mn-Konkretionen, rostig	vereinzelte Wurzeln, relativ feucht

Abb. 8.2.1.8: Profilaufbau und -beschreibung des Allochtonen Vegagleyes Profil 03 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz



Horizont	Beschreibung	Anmerkung
(O)	frische und braune Blattauflage	geringe Mächtigkeit
Ah 0-9cm	frisch, Krümelgefüge, dunkelbraun	stark durchwurzelt
aMGo 9-38cm	dichter, dunkelbraun, plattig	durchwurzelt
GoGr 38-80cm	verdichtet, Rost-Flecken, dunkelbraun	Oxidations-Reduktionshorizont, feucht
Gor >80cm	schwarzbraun, Mn-Konkretionen	vereinzelte Wurzeln, feucht

Abb. 8.2.1.9: Profilaufbau und -beschreibung des Allochtonen Vegagleyes Profil 04 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz

Daß es sich bei den hier vorgestellten 4 Vertikalprofilen um repräsentative Schürfe handelt, welche den künstlich gefluteten und nicht gefluteten Bereich hinsichtlich seiner Stoffgehalte und -dynamik beschreiben, zeigen in Tabelle 8.2.1.2 und Abbildung 8.2.1.10 die Ergebnisse einer Vorbohrung und Rasterung des Untersuchungsgeländes, welche zu Beginn der Untersuchungen vorgenommen wurde.

Um über einen eventuellen Stoffeintrag durch die künstlichen Flutungsereignisse Aussagen treffen zu können, wurde ein „chemisches Profil" des Paußnitzwassers aufgenommen. Aus den über ein hydrologisches Jahr hin aufgenommenen Meßdaten (Tab.8.2.1.1) geht hervor,

daß es zu einem geringen Schadstoffeintrag durch dieses Wasser auf die Renaturierungsfläche kommt, besonders durch Sulfate und Nitrate, deren Gehalte relativ hoch sind. Sie sind potentielle Säurenbildner und wirken bei Eintrag in die Böden der gefluteten Fläche versauernd. Daher ist mit einer Remobilisierung dort akkumulierter Elementgehalte durch die Flutung zu rechnen.

Monat	pH	el. Lf (µS/cm)	DOC*	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Al^{3+}	Pb	NO_3^-	SO_4^{2-}
11/96	6,98	1037	36,6	89,9	24,2	0,48	0,04	31,5	456
3/97	7,17	1098	41,3	98,5	26,5	0,55	0	26,9	443
6/97	7,21	1109	50,6	75,6	25,3	0,61	0,02	25,5	396
9/97	7,15	1025	39,9	69,8	24,1	0,51	0	30,2	406
11/97	7,26	1175	32,7	82,1	28,5	0,46	0,04	37,9	469

* alle Ionen und DOC in mg/l

Tab. 8.2.1.1: Chemisches Profil des Flutungswassers der Paußnitz über ein hydrologisches Jahr

		Flutungsgebiet					**Nichtflutungsgebiet**			
Profil	**cm**	**B01**	**B02**	**B11**	**B12**	**B111**	**B03**	**B04**	**B13**	**B14**
Horizont	**10**	Ah	Ah	Ah	Ah	Ah	Ah	Ah	Ah	(a)Ah
	30	aMGo	aMGo	aMGo	aMGo	aMGo	aMGo	aMGo	aMGo	aMGo
	70	Go	Go	Go	Go	Go(r)	GoGr	GoGr	GoGr	GoGr
	100	Gor	Gor	Gor	Gor	G(o)r	Gor	Gor	Gor	Gor
Bodenart	**10**	**Lu**	**Lu2**	**Lu2**	**Lu2**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu2**
	30	**Tl**	**Tl**	**Tl**	**Tl**	**Tl**	**Tl2**	**Tl2**	**Tl**	**Tl**
	70	**Ul(t)**	**Ul(t)**	**Ul(t)**	**Ul(t)**	**Ul(t)**	**Ul**	**Ul**	**Ul**	**Ul**
	100	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**	**Lu**
pH-Wert	**10**	5,01	5,66	5,42	5,32	5,22	4,39	4,45	4,46	4,42
	30	3,52	3,81	3,85	3,62	3,57	4,04	3,74	4,00	3,98
	70	5,19	5,22	5,24	5,33	5,09	4,64	4,84	4,58	4,52
	100	5,61	5,49	5,78	5,71	5,46	5,12	5,12	5,07	5,21

Tab. 8.2.1.2: Charakteristische Profilmerkmale für die Flächen des Flutungsgebietes und außerhalb, erhalten durch Abbohrung des Geländes

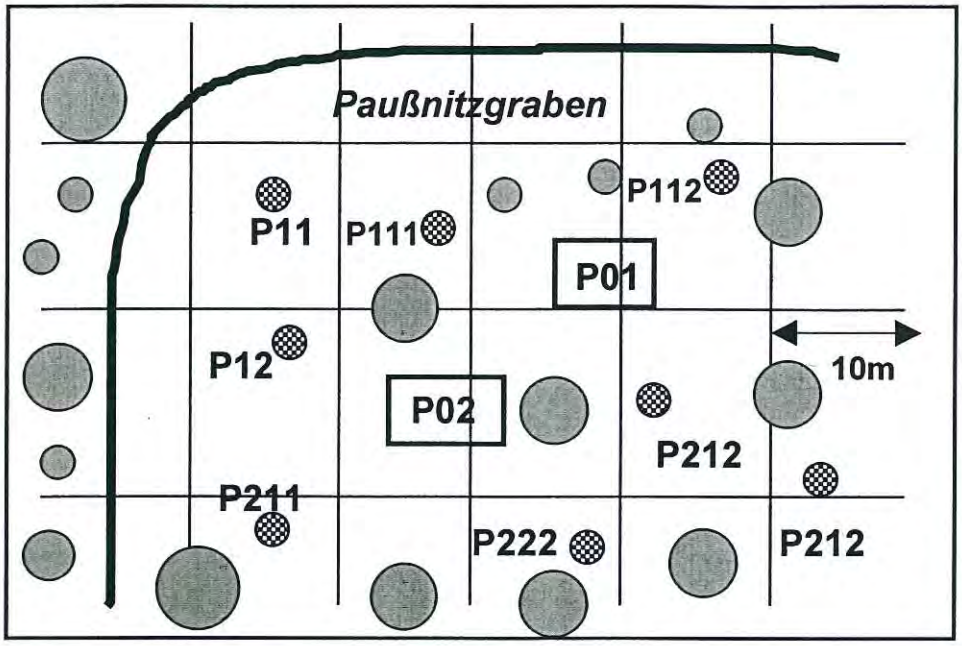


Abb. 8.2.1.10: Rasterfläche zur Festlegung der Bohr- und Probenahmeprofile am Beispiel des überfluteten Bereiches an der Paußnitz

8.3 Ergebnisse der Untersuchungen

8.3.1 Vertikalgradienten der Bodenacidität, organischen Bodensubstanz, An- und Kationen

Die Ermittlung sogenannter einfach bestimmbarer Bodenparameter erfolgte nach der gleichen Methodik wie im Falle der Oberbodenproben (vgl. Kapitel 7.3.1). Bei der Diskussion der Ergebnisse ist v.a. von Bedeutung,

- wie vertikale Stoffgehalte in Ober- und Unterboden zu interpretieren sind und welche Bedeutung der Säurestatus bzw. die Pufferkapazität dabei einnimmt unter Berücksichtigung der aktuellen Immissionssituation und
- ob die Profile 01 und 02 durch die Renaturierungsmaßnahme „künstliche Oberflächenflutung" deutlich verschiedene Stoffgehalte gegenüber der nichtgefluteten Fläche zeigen, was auf Stoffeintrag und/oder (Re)Mobilisierung von Elementgehalten zurückzuführen sein kann.

Hinsichtlich der Probenahme muß noch angemerkt werden, daß die vertikale Probenahme nicht nach der Horizontierung erfolgte, sondern vielmehr in äqudistanten Abschnitten von 10cm. Mit dieser Form der Probenahme können die aus den Vertikalgradienten zu schließenden Prozesse horizontgebunden (bei Zusammenfassung von z.B. Entnahmetiefe 20-40 für den aMGo-Horizont), aber auch nicht horizontgebunden betrachtet werden. Da besonders in wenig gegliederten Profilen, um die es sich ja im Südlichen Leipziger Auenwald handelt (vgl. auch *Richter 1995*), vertikale pedogene Prozesse auch innerhalb von ausgliederbaren Horizonten ablaufen, ist diese Methode der Probenahme eindeutig zu favorisieren. Ein gutes Beispiel ist der Go- oder GoGr-Horizont in einer Tiefe von ca. 45 - 85cm, in welchem es zu wechselnden Redoxreaktionen in Abhängigkeit vom jahreszeitbedingten Grundwasserspiegelstand kommt, welche im darüberliegenden aMGo (trocken) und ebensowenig im ständig feuchten Gor-Horizont nicht nachzuvollziehen sind.

Die Vertikalgradienten der pH-Werte zeigen ein Minimum im aMGo-Horizont in ca. 25-40cm Bodentiefe. Dabei liegen die pH-Werte in den Profilen im Flutungsgebiet unter denen der Profile außerhalb der Wiedervernässungsfläche. Dagegen sind gerade die Oberböden sowie auch die Unterbodenbereiche der Gor-Horizonte von Profil 01 und 02 besser gepuffert und erreichen pH-Werte >5. Aufgrund dieser Bodenacidität und ihrer Vertikalverteilung ist damit zu rechnen, daß in den Unterbodenbereichen zwischen 20 und 40cm Tiefe erhöhte Mobilisierungsraten auftreten, welche bei Absenkung der pH-Werte tendenziell verstärkt werden (Abb. 8.3.1.1).

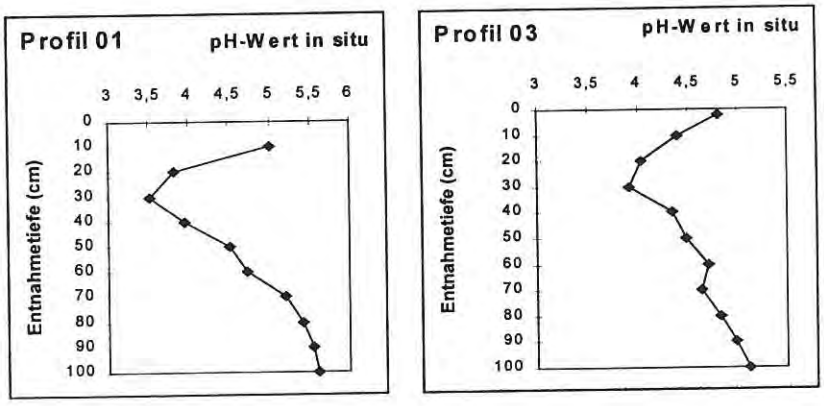


Abb. 8.3.1.1: Vertikalgradienten der pH-Werte in situ ermittelt (*Neumeister et al. 1997*) in den Profilen 01 und 03

Die Gehalte an organischer Bodensubstanz und gelöster organischer Bodensubstanz in den Profilen (Abb. 8.3.1.2/3) zeichnen sich durch eine Anreicherung im humosen Oberbodenhorizont Ah aus. Hier spielen somit Bindungsvalenzen an der DOM für Metalle eine wichtige Rolle. Da aber auch bis in >80cm Bodentiefe nennenswerte Gehalte an org.C und DOM nachgewiesen werden konnten, muß auch bis in diese Tiefen mit einer möglichen Mobilisierung von organisch adsorbierten Elementen bei Änderung des pedochemischen Milieus gerechnet werden (vgl. auch *Schneider et al. 1998*).

Auf einen Eintrag schluffiger Sedimente lassen die Korngrößenzusammensetzungen der Profile innerhalb und außerhalb des Flutungsgebietes schließen (Abb. 8.3.1.4-6). Dies zeigt auch die Körnung des Paußnitzsedimentes, welches grob- bis feinschluffig (Feldansprache) ist.

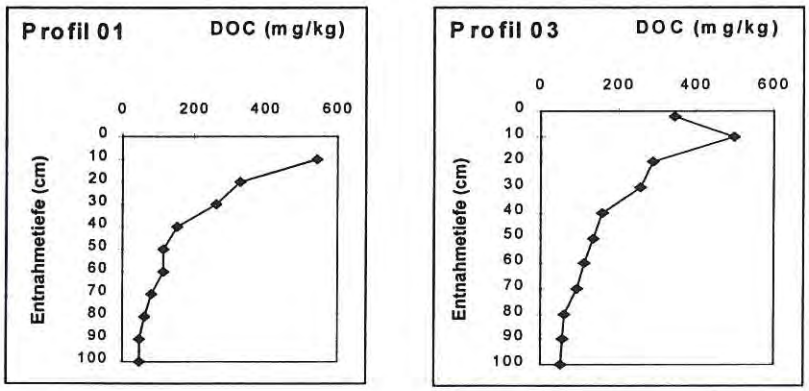


Abb. 8.3.1.2: Vertikalgradienten der Gehalte an gelöster org. Substanz (DOC)

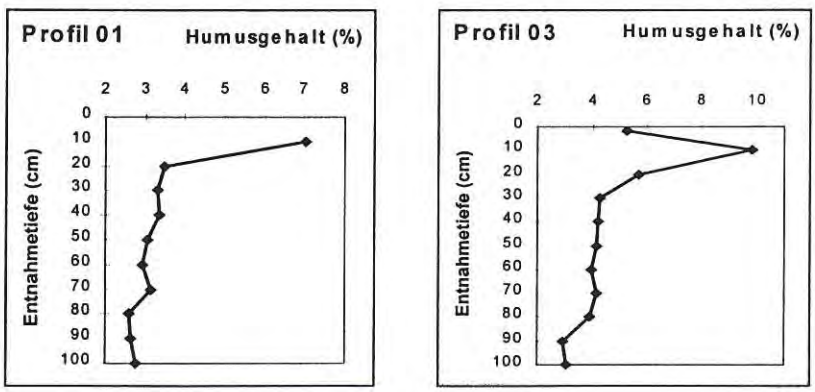


Abb. 8.3.1.3: Vertikalgradienten der Gehalte an organischer Substanz

Im sauren aMGo-Horizont zeigen die Vegagley-Böden innerhalb und außerhalb des Überflutungsgebietes die geringsten Gehalte an wassereluierbarem Calcium sowie Magnesium (Abb. 8.3.1.4/5). Da aufgrund der zu geringen Quantität der Meßwerte, anders als im Oberbodenbereich, keine Regressionsanalysen angestellt wurden, kann man nur verbal die Aussage machen, daß hier ein signifikanter Zusammenhang zwischem verfügbarem Calzium bzw. Magnesium und der Acidität im aMGo-Horizont vorliegt. Diese Aussage unterstreicht die Ergebnisse der Analysen einfach bestimmbarer Parameter der Oberböden an den in-situ-Meßstandorten.

Im unteren Go- bzw. GoGr-Horizont, was etwa einer Entnahmetiefe von 60->80cm entspricht, kann ein Anstieg in der Vertikalverteilung beider Nährstoffe festgestellt werden. Da der gesamte Bereich des Südlichen Leipziger Auenwaldes im Frühjahr Grundwasserspiegelschwankungen unterliegt und im Februar, vor Beginn der künstlichen Flutung, Wasserstände von 70-90cm in den Profilen gemessen wurden, kann hier der periodisch grundwasserbeeinflußte Bereich abgegrenzt werden. Im Profilverlauf zeigen die beiden Böden innerhalb des künstlichen Flutungsgebietes höhere Calcium- und Magnsiumgehalte, und es ist anzunehmen, daß diese bei der Flutung mobilisiert werden.

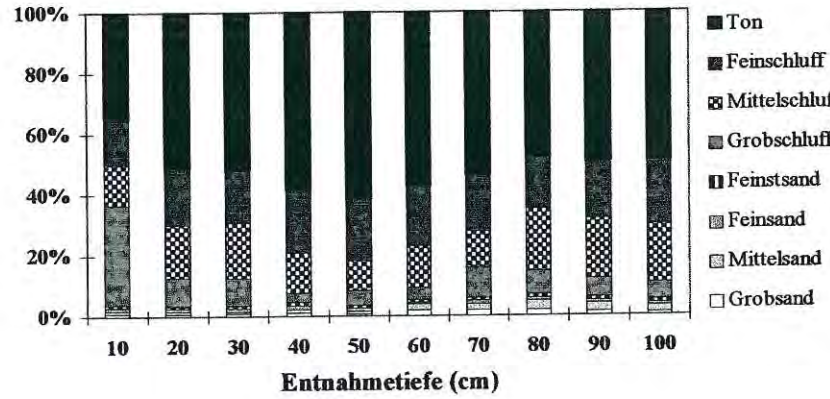


Abb. 8.3.1.4: Korngrößenverteilung im Profil 01 im künstlichen Flutungsgebiet

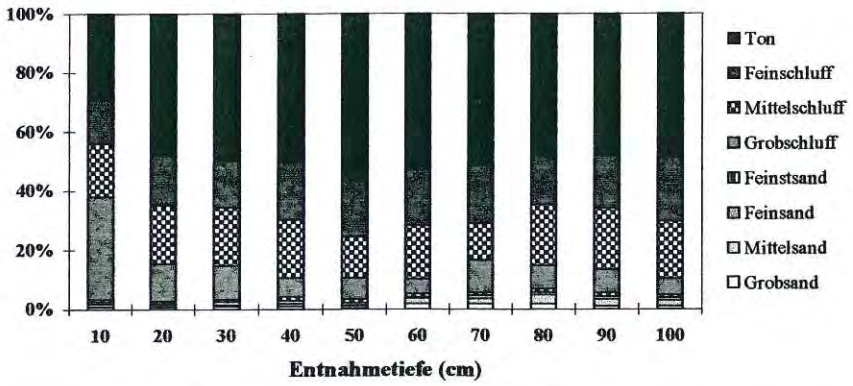


Abb. 8.3.1.5: Korngrößenverteilung im Profil 03 außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes der Paußnitz

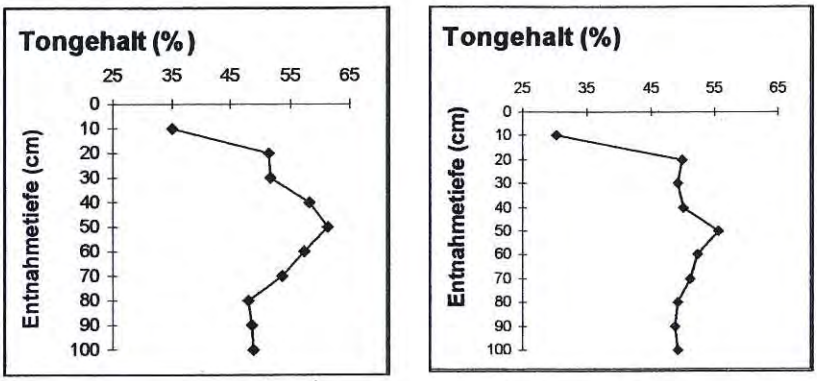


Abb. 8.3.1.6: Tongehalte der Vertikalprofile innerhalb (links; Profil 01) und außerhalb (rechts; Profil 03) des Überflutungsgebietes

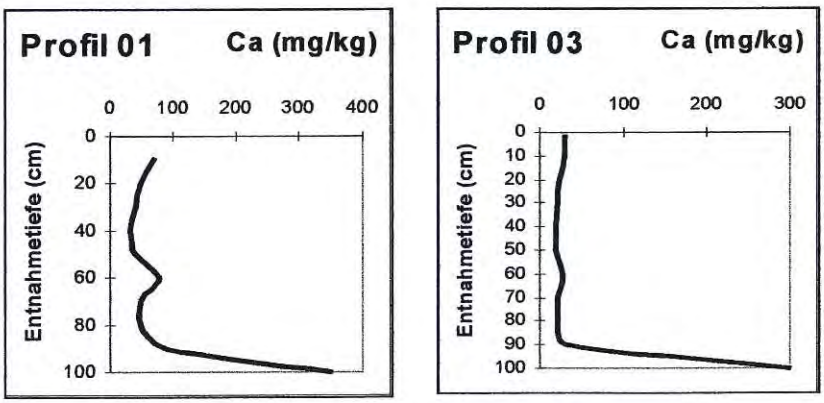


Abb. 8.3.1.7: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Calcium

Betrachtet man die Vertikalgradienten der drei Kationensäuren Aluminium, Eisen und Mangan (Abb. 8.3.1.6), so stellt man eine größere Differenzierung dieser für alle drei Metalle in den gefluteten Böden fest. Die wasserlöslichen Aluminium- und Eisengehalte sind im Oberboden hoch, im sauren Bereich des aMGo-Horizontes bei 20-30cm Tiefe gering. Hier ist ein Austrag zu vermuten. Anders verhält sich Mangan, wo bis in eine Bodentiefe von 45cm der größte, wassereluierbare Anteil nachweisbar ist. Allgemein muß man festhalten, daß die Böden im Überflutungsgebiet höhere Gehalte an Kationensäuren aufweisen als die nicht gefluteten Bereiche.

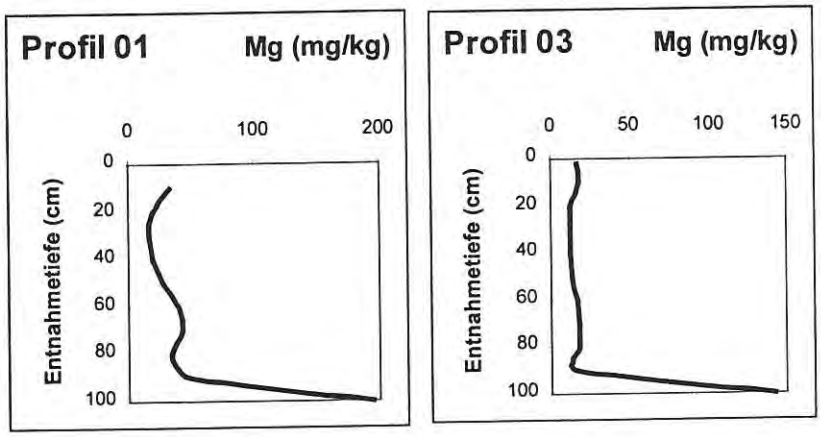


Abb. 8.3.1.8: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Magnesium

Beim Vergleich der wasserlöslichen und säurelöslichen Gehalte an Kationensäuren durch sequentielle Extraktion (vgl. Kapitel 8.3.4) im gefluteten und nichtgefluteten Gebiet zeigt sich, daß Al, Fe und Mn im Oberboden der Flutungsfläche leichter mobilisierbar und in höheren wassereluierbaren Gehalten vorliegen. Im Unterboden dagegen sind die säurelöslichen Anteile in den nichtgefluteten Böden z.T. unwesentlich niedriger als in den gefluteten Böden. Diese Ergebnisse sprechen dafür, daß durch die Oberflächenflutung eine Änderung im pedochemischen Prozessgeschehen bewirkt wird, v.a. in der Verteilung der Bindungsformen der Metalle.

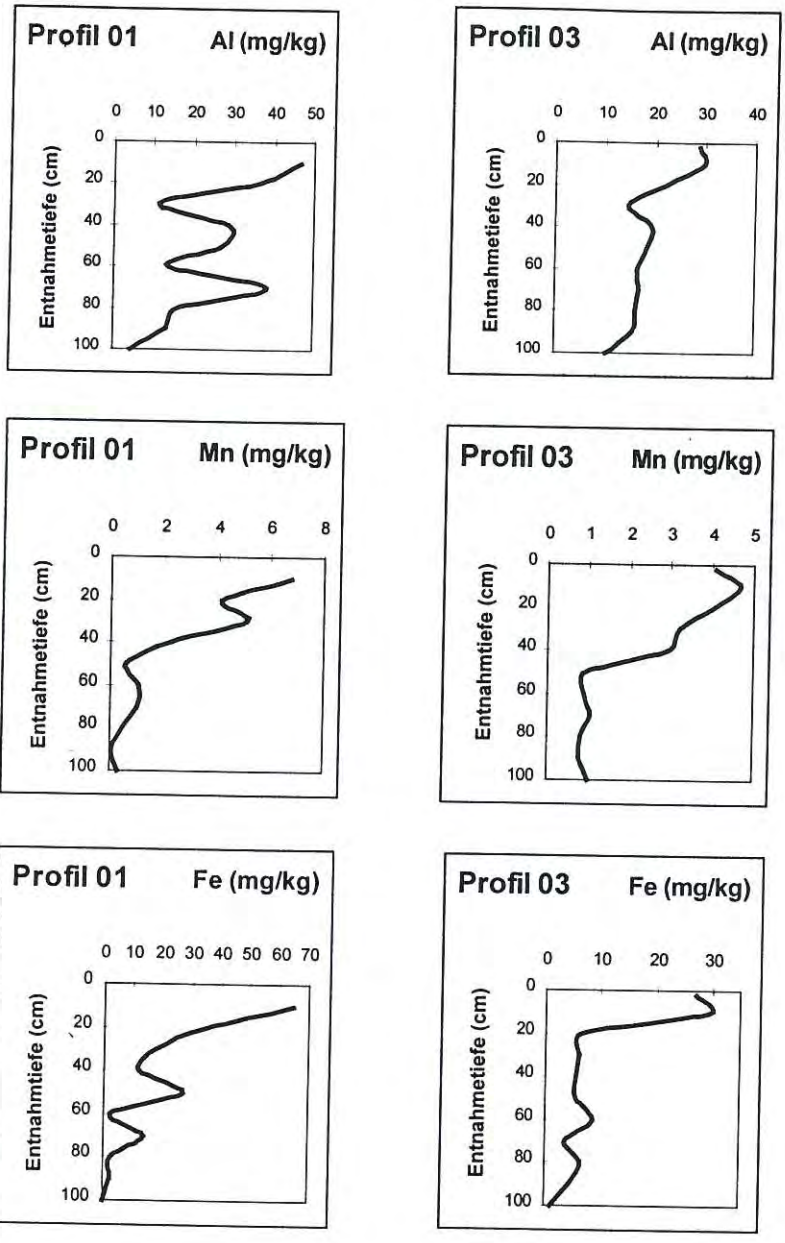


Abb. 8.3.1.9: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Aluminium, Mangan und Eisen

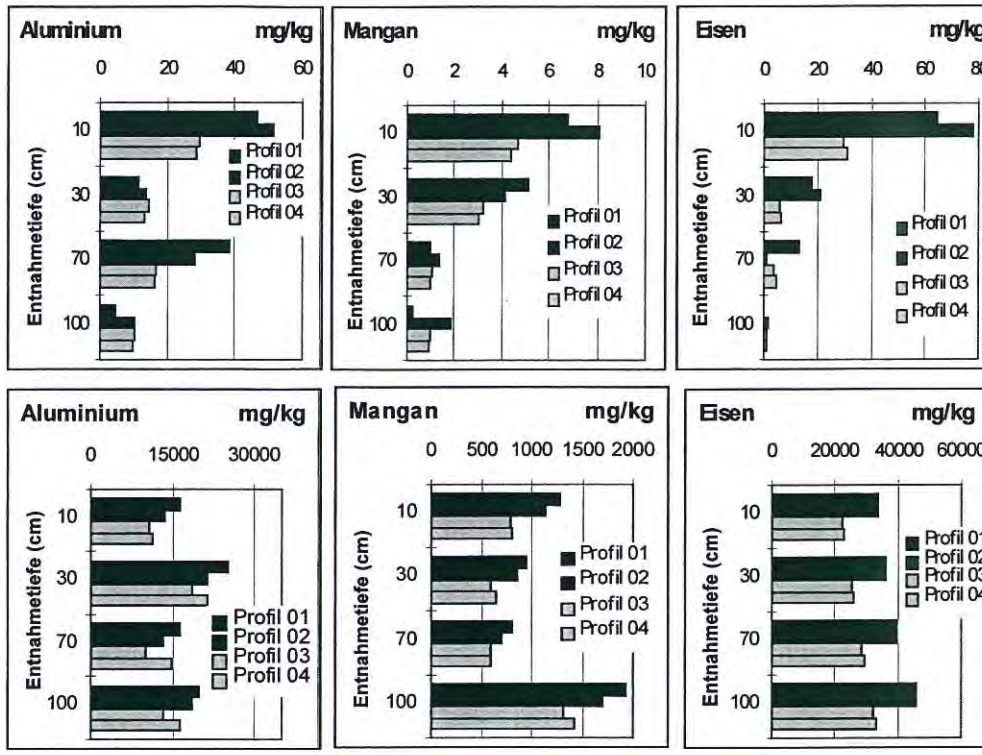


Abb. 8.3.1.10: Vergleich ausgewählter wasserlöslicher (obere Reihe) und säurelöslicher Metallgehalte (untere Reihe, in mg/kg Boden) in zwei Profilen innerhalb (01/02) und außerhalb (03/04) des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz

Betrachtet man die Anionenvertikalverteilung in den Auenprofilen, so fällt der hohe Nitratgehalt im Oberboden der nichtgefluteten Fläche auf, obwohl auch innerhalb des Flutungsgebietes die höchsten Nitratkonzentrationen im Oberboden zu finden sind. Ob es sich hier um eine Verdünnung durch die Flutung handelt, läßt sich ebenfalls nur vermuten, da langjährige Messungen noch nicht vorliegen. Die hohen Nitratgehalte der obersten 10cm sind auf die Anreicherung organischer Substanz zurückzuführen, unterhalb des Ah-Horizontes setzt der Abbau dieser ein.

Die Sulfatgehalte dagegen sind im Flutungsgebiet wesentlich höher als im ungefluteten Bereich, was, aufgrund der aufgeführten Sulfatwerte des Paußnitzwassers durchaus auf einen fluvialen Eintrag schließen läßt. Die hohen Sulfatgehalte in Tiefen von >60cm Tiefe sind auf den frühjährlichen Grundwassereinfluß zurückzuführen.

Es wird ersichtlich, daß Unterschiede in den Vertikalgradienten der Ionen- bzw. Elementgehalte auftreten, welche durch die frühjährliche Flutung bedingt sind. Dabei handelt es sich nur im Fall von Sulfat um einen Eintrag von Seiten des Paußnitzwassers, in den anderen Fällen eher um Verdünnungs-, Auswaschungs- oder Mobilisierungsprozesse im Boden des Flutungsgegbietes, die durch die Renaturierungsmaßnahmen ausgelöst werden.

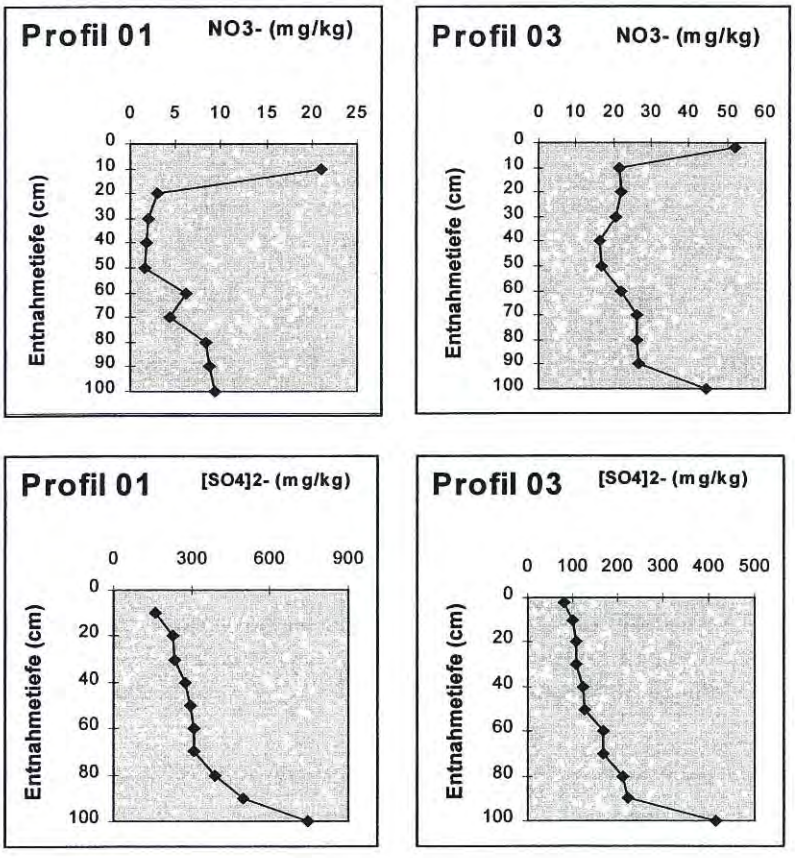


Abb. 8.3.1.11: Vertikalgradienten der Gehalte an wasserlöslichem Sulfat und Nitrat

8.3.2 Stoffeintrag durch Flutungssedimente

Obwohl die künstliche Flutung im Renaturierungsgebiet an der Paußnitz mit Frischwasser vorgenommen wird, lagern sich im Flutungszeitraum feine, schluffige Sedimente ab. Gleichzeitig kommt es bei Hochflut (-wasserstand) der Weißen Elster, Pleiße, Floßgraben und Paußnitz im Südlichen Auenwald zur Akkumulation schluffiger-sandiger Sedimente (Abb. 8.3.2.1). Die Gesamtschwermetallgehalte, welche somit auf die entsprechenden Auenflächen

eingetragen werden, sind für Zn (Elster 1100mg/kg; Paußnitz 640mg/kg; Abb. 8.3.2.2) hoch, auch Pb und Cd liegen in solchen Gehalten vor (>200 bzw. 5mg/kg), welche die KLOKE-Werte überschreiten (*Schneider et al. 1998*).

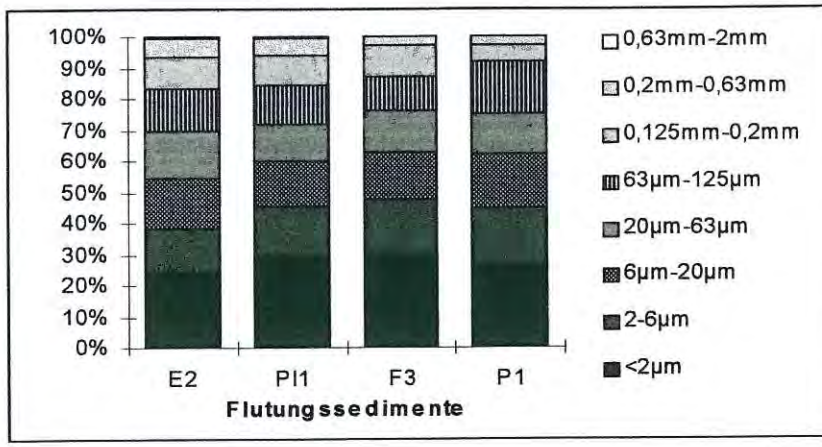


Abb. 8.3.2.1: Körnung der Flutungssedimente von Weißer Elster (E), Pleiße (Pl), Floßgraben (F) und Paußnitz (P)

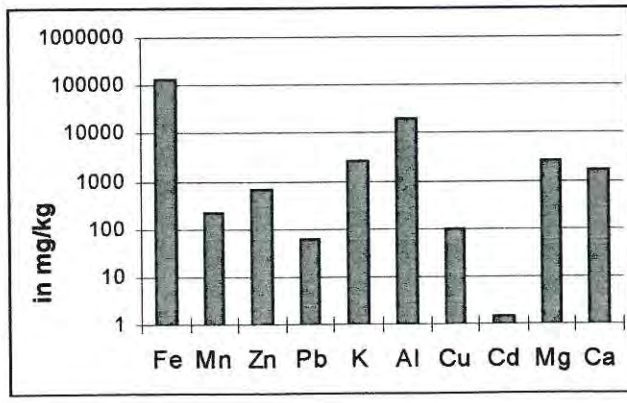


Abb. 8.3.2.3: Metallgesamtgehalte des frühjährlichen Paußnitzsedimentes 1998

Durch sequentielle Extraktion (Methodik s. Kap. 8.3.5; *Zeien & Brümmer 1989*) der Sedimentproben (vgl. Kapitel 8.3.5) konnte nachgewiesen werden, daß für die meisten Metalle die adsorbierten Gehalte mit abnehmender Korngröße steigen (Abb. 8.3.2.2; *Schneider et al. 1998*). Der Abb. 8.3.2.3 kann man entnehmen, daß die hohen Cd- und Zn-Gehalte überwiegend mobil bzw. in austauschbarer, unspezifisch adsorbierter Form (Fraktionen I-III) vorlie-

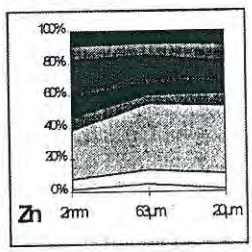
gen. Diese Bindungsformen deuten auf anthropogenen Eintrag hin im Gegensatz zu festeren Metallbindungen geogener Herkunft. Die hohen an die OBS sorbierten Metallanteile (Humate; *Ziechmann 1990*) zeigen die mobilisierbaren Metallgehalte bei Änderung des pedochemischen Milieus (vgl. Kapitel 8.3.3).

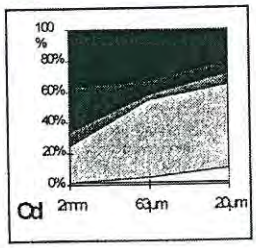


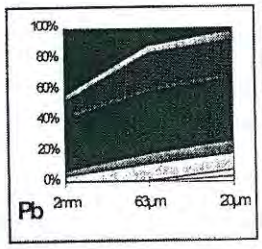
Abb. 8.3.2.2: Frühjährliche Sedimentfracht in den Flußläufen (Südaue)

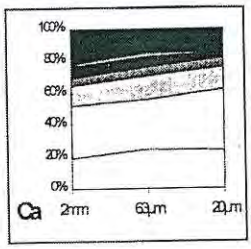
Das gegebene Mobilisierungspotential in den Fluß- und Flutungssedimenten wird auf die Böden der gefluteten Flächen übertragen und somit das Gefahrenpotential der Verlagerung der Schadstoffe. Besonders durch bereits geringfügige Änderungen der geochemischen Milieubedingungen können weniger stark im Oberboden adsorbierte Metallgehalte in tiefere Bodenschichten bzw. das Grundwasser migrieren.

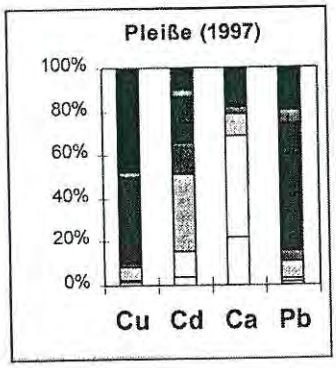


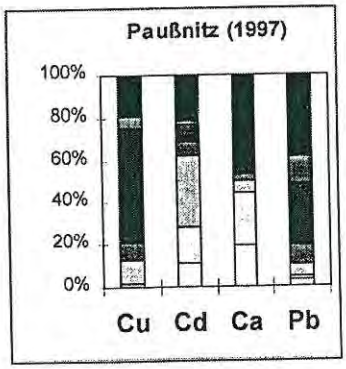


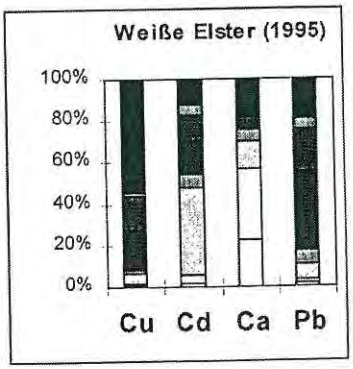












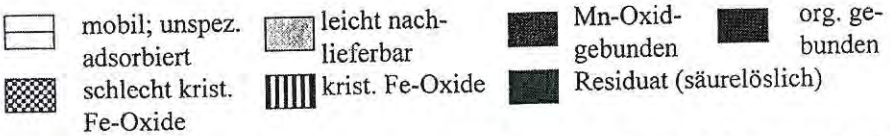


Abb. 8.3.2.4: Bindungsformen ausgewählter Metalle in Abhängigkeit von der Korngröße des Flutungssediments der Weißen Elster (obere Diagrammreihe) sowie Metallbindungsformen verschiedener Fluß- (Pleiße) und Flutungssedimente der Südaue Leipzigs (Paußnitz; Weiße Elster)

8.3.3 Ionenäquivalente

Durch die Ermittlung der Ionenäquivalentgehalte in den Oberböden (siehe Kapitel 7.6) konnte die Beeinflussung der wasserlöslichen An- und Kationenmenge in der Bodenlösung durch den Bestand, den Abstand zum Stamm und der Lage im räumlichen, stammbezogenen pH-Werte-Muster (*Neumeister et al. 1997*) verifiziert und gezeigt werden. Bei der Betrachtung der Vertikalgradienten der wesentlichen An- und Kationen (Sulfat, Nitrat, Ca, Mg, K und Na) in den Böden des Südlichen Leipziger Auenwaldes, soll zum einen der Frage

- nach den vertikalen Anreicherungen und Verlagerungstendenzen dieser in bezug auf die „Bereitstellung" von Puffersubstanzen (vgl. Kapitel 6) in den unterschiedlichen Bodentiefen und zum anderen
- dem Verhalten der Ionen im gefluteten und nichtgefluteten Bereich nachgegangen werden.

Für die Kationen Calcium und Magnesium wird eine deutliche Konzentration im grundwasserbeeinflußten Gor-Horizont ab einer Bodentiefe von ca. 80cm erkennbar. Durch Vergleich mit den wassereluierbaren Kationen kann geschlußfolgert werden, daß der frühjährliche Grundwasseranstieg diese Ca/Mg-Konzentrationen bedingt. Aber auch eine vertikale Auswaschung dieser beiden Elemente aus den sauren Profilabschnitten (20-40cm) infolge von Pufferreaktionen kann zu einem hohen Ca/Mg-Pool in 100cm Bodentiefe beitragen. Die hohen Kationengehalte überschreiten die Äquivalentmengen an nachweisbaren Anionen (Sulfat, Nitrat, Chlorid) deutlich (Abb. 8.3.3.1). Da allerdings in den Profilbereichen von 80-100cm nachgewiesenermaßen pH-Werte von >5 im Flutungs- und Nichtflutungsbereich in situ gemessen wurden, werden die hohen Ca- und Mg-Konzentrationen nicht zur Pufferung außerhalb des Austauscherpufferbereiches (nach *Ulrich et al. 1979; Ulrich 1981*) benötigt.

Die Mengen an nachweisbaren Ionenäquivalenten in den Bodenbereichen über 80cm Tiefe sind wesentlich geringer. Hier dominieren die Kationen nicht so stark gegenüber den Anionen, besonders der Anteil an Sulfat in der Bodenlösung ist hoch. Es fällt auf, daß die Gesamtmengen an Ionenäquivalenten im Flutungsbereich höher sind als im nichtgefluteten Bereich, woraus zu schließen ist, daß es durch das Paußnitzwasser zu einem, zwar nicht gravierenden, aber durchaus nachweisbaren Eintrag an Kat- und Anionen kommt. Das zeigt auch der Vergleich zu den Elementgehalten im Paußnitzwasser (Tab. 8.2.2.2; Kapitel 8.2.2). Von einem Schadstoffeintrag im Sinne einer Belastung kann man allerdings nicht sprechen.

Im Vergleich zum darüberliegenden Oberboden und der darunterliegenden Go/GoGr-Schicht ab ca. 40cm Tiefe zeigt der saure Bereich von 20-40cm Entnahmetiefe die geringsten Kationengehalte, aber auch Anionengehalte. Die geringen Kationengehalte (v.a. Ca, Mg) sind auf-

von Pufferreaktionen (Austauscherpuffer bei pH <4,2 bereits überschritten!) und Auswaschung in tiefere Bodenschichten bzw. das Grundwasser erklärbar. Was die geringen Anionengehalte betrifft, so ist bekannt, daß es bei pH-Werten <4,5 zu einer Anionenadsorption an Metalloxiden durch positive Ladungsüberschüsse kommen kann, die diese im Boden binden (*Kuntze et al. 1994; Wild 1995*).

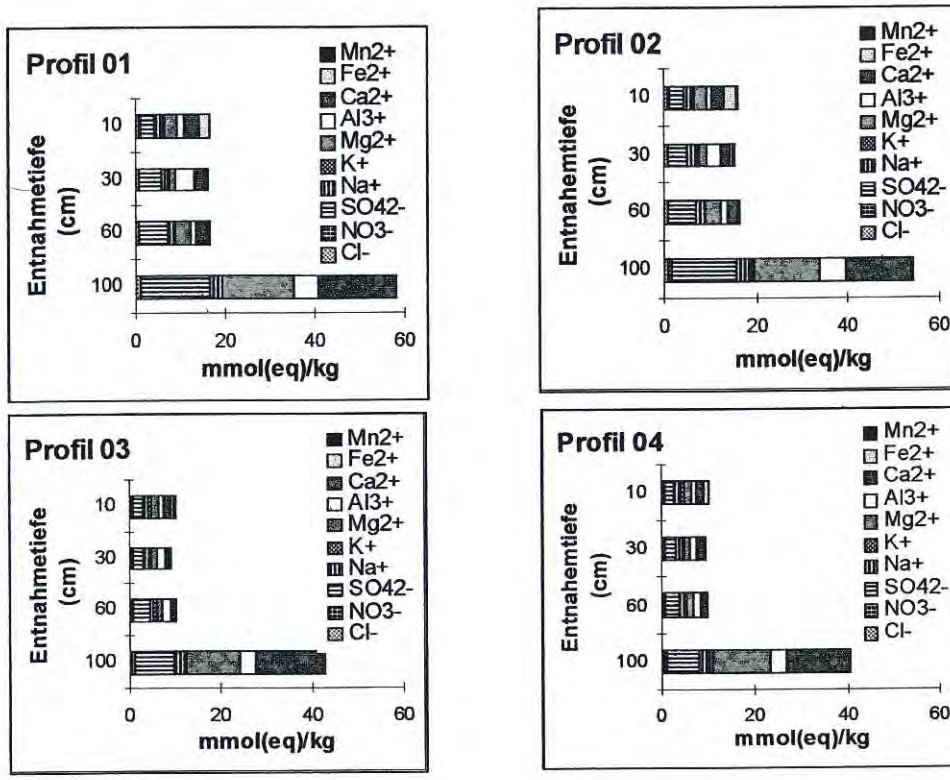


Abb. 8.3.3.1: Vertikale Verteilung der nachweisbaren Kat- und Anionen in zwei Profilen innerhalb und außerhalb des Flutungsgebietes

8.3.4 Säuren- und Basenneutralisationskapazität in Ober- und Unterboden der Profile

Entsprechend den eingangs formulierten Thesen wurden die im wässrigen Eluat ermittelten Metallgehalte und Elementvertikalgradienten mit den Versuchsreihen zur ANC und BNC verglichen. Es soll festgestellt werden, ob es bei Zunahme von sauren oder auch basischen Depositionen (in erster Linie aus der Atmosphäre) zu Veränderungen im Säurestatus (Acidität), der

Pufferkapazität der Auenböden einerseits und (Im)Mobilisierungsprozessen auf der stofflichen Ebene kommt. Dabei wird von den in Kapitel 6 ermittelten Ergebnissen zum Säurestatus der Oberböden und der erkannten Bestandsabhängigkeit der Bodenparameter ausgegangen.
Die Methodik der Versuchsreihen ist mit der in Kapitel 7.5 vorgestellten Experimentanordnung (BNC angelehnt an *Meiwes et al. 1984*) identisch.

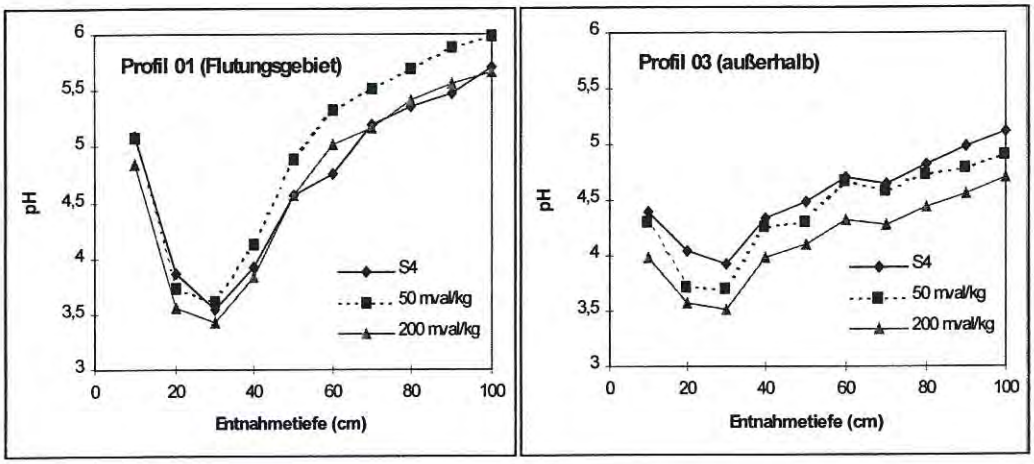


Abb. 8.3.4.1: pH-Wert-Änderung im sauren Milieu für ein Profil innerhalb (01) und außerhalb (03) des künstlichen Renaturierungsgebietes an der Paußnitz

Bei simulierter Zunahme saurer atmosphärischer Depositionen (200 mval/kg Boden) erreichen die pH-Werte in den Profilen innerhalb des Überflutungsgebietes Werte zwischen pH5,2 und 3,4 und liegen damit im Bereich des Austauscher- bzw. Aluminium-Eisenpuffers für Waldböden (Abb. 8.3.4.1; nach *Ulrich 1979*).
Die Böden außerhalb des Renaturierungsgebietes werden geringer gepuffert im Oberboden sowie auch im Unterboden. Die Ausgangs-pH-Werte liegen hier auch geringfügig unter denen innerhalb der gefluteten Fläche, auf welcher mittels der Analyse des Paußnitzwassers (vgl. Tab. 8.2.2.2) und der wassereluierbaren Vertikalgradienten für Ca und Mg (vgl. Abb. 8.3.1.4/5) ohnehin höhere für den Austauscher-Pufferbereich relevante Kationengehalte festgestellt wurden. Besonders gering ist die Säurepufferung im nichtgefluteten Bereich gegenüber der Flutungsfläche im grundwasserbeeinflußten Gor-Horizont.
Durch erhöhte saure Deposition erfolgt eine Abnahme des pH-Minimums in 30cm Bodentiefe auf einen Wert von 3,5 - 3,4 unterhalb des Aluminium-Pufferbereiches. In diesem pH-Bereich wird wurzeltoxisches Al^{3+} in die Bodenlösung verstärkt freigesetzt (*Matschullat et al. 1997*).

Bei Zugabe von Basenäquivalenten steigen die Werte im Profil entsprechend der Entnahmetiefe im Flutungsgebiet auf pH 7-9 an, außerhalb der gefluteten Fläche auf pH>8 (Abb. 8.3.4.2). Auch hier fällt auf, daß die Pufferkapazität der Flutungsfläche sich von der außerhalb unterscheidet. Bei pH-Wert-Zunahme durch Baseneintrag puffern die nichtgefluteten Böden besser, die Differenzierung der pH-Werte von Entnahmetiefe 10 zu 100cm wird geringer (1 pH-Stufe). Dieses Ergebnis korreliert mit der geringeren Säurenneutralisationskapazität. Im Flutungsbereich dagegen beträgt die profilinterne pH-Wert-Differenzierung von Ober- zu Unterboden ca. 2 pH-Stufen. Durch die hohen Ca- und Mg-Gehalte im feuchten Gor-Horizont ab 80cm Bodentiefe werden Basen wenig gepuffert und es kommt zu einer starken Zunahme der pH-Werte auf >9,5.

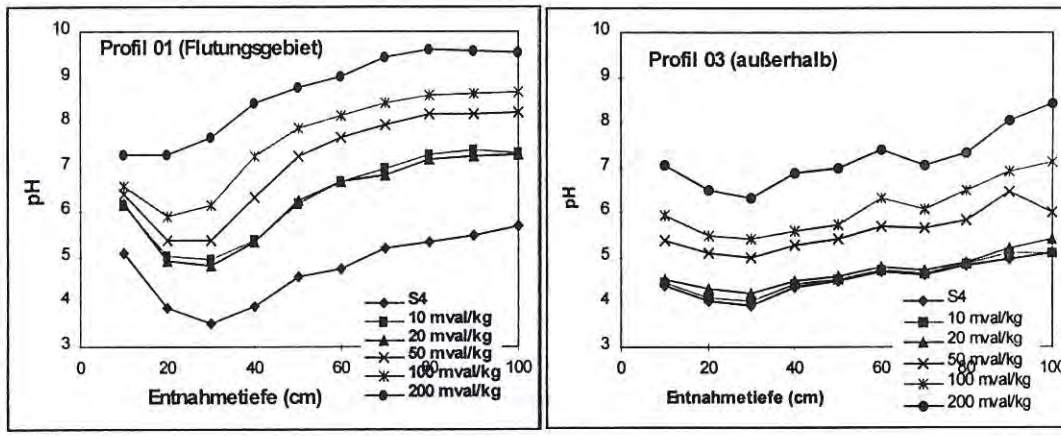


Abb. 8.3.4.2: pH-Wert-Änderung im basischen Milieu für ein Profil innerhalb (01) und außerhalb (03) des künstlichen Renaturierungsgebietes an der Paußnitz

Um die Frage nach (Im)Mobilisierungsprozessen durch Säure- und Basendeposition zu klären, wurden die im wässrigen Eluat ermittelten Vertikalverteilungen von Metallgehalten (DIN 38 414, S4) mit den Metallgehalten der Versuchsreihen zur ANC und BNC verglichen.

Dabei kann eine Mobilisierung von Nährstoffen wie Ca, K und Mg mit zunehmendem Säureeintrag festgestellt werden (Tab. 8.3.4.1). Anthropogen eingetragene Schwermetalle weisen häufig unspezifische Bindungsformen geringerer Stärke im Boden auf (vgl. Kapitel 8.3.4) und sind so leichter mobilisierbar. Das zeigen die hohen Freisetzungsraten der Schwermetalle Zn, Cu, Cd oder Pb, welche v.a. von städtsichen Verkehrs- und Hausbrandemissionen herrühren, aber auch die Alkali- und Erdalkalimetalle Ca und Mg, welche Jahrzehnte hinweg als Staubimmissionen in den Böden der Auen akkumuliert wurden (in Form von CaO und MgO).

Während Blei und Cadmium im wässrigen Eluat im ppm-Meßbereich kaum nachweisbar sind, liegen bei simulierter saurer Deposition nennenswerte Gehalte vor (Tab. 8.3.4.2). Man kann im Fall der vier angegebenen Schwermetalle von einer deutlichen Mobilisierung sprechen, welche in allen Bodenschichten bis 1 Meter Tiefe nachvollziehbar ist, vor allem aber im ohnehin sauren Entnahmebereich von 30cm Bodentiefe für die Metalle Al, Cu, Zn, Cd und Pb deutlich wird (vgl. auch Abb. 8.3.4.3). In dieser Bodentiefe konnte im überfluteten und nichtgefluteten Bereich die geringste Säureneutralisiationskapazität (Al-Freisetzung aus Hydroxiden) und ausgeprägteste Bodenacidität ermittelt werden.

Das leicht mobilisierbare Zink wird bei einer Bodenacidität unterhalb pH 5,5-5 zunehmend mobilisiert. Für Kupfer lassen sich die höchsten Mobilisierunsraten in den Horizonten mit pH-Werten <4,7 finden, einem Bereich, in dem die Bindung von Cu v.a. an Ton stark nachläßt (*Krüger 1995*).

Aluminium wird, wie eben gezeigt, im sauren Milieu vermehrt freigesetzt, v.a. im Oberboden und in 30cm Bodentiefe. Die höheren Gehalte in 10cm Bodentiefe lassen sich durch die Tatsache erklären, daß hier der akkumulierte Al-Pool an Tonminerale, wie im Unterboden, und zusätzlich noch an die organische Bodensubstanz gebunden ist und mobilisiert wird, denn an diese ist Aluminium im Boden ebenfalls innerhalb metallorganischer Komplexe gebunden. Das trifft auch auf Metalle wie Kupfer, Blei, Chrom oder Nickel zu (*Schneider et al. 1997*). Durch ihre Einbindung in Metall-Humus-Komplexe (vgl. auch *Krüger 1995, Hintermaier-Erhard & Zech 1997*) werden diese Elemente, anders als Zink oder Cadmium, auch unter zunehmend basischen Milieubedingungen (Zunahme der Bodenalkalinität) im Boden mobilisiert, wie im Batchversuch nach *Meiwes et al.*(1984) mit $CaCl_2$ und NaOH simuliert wurde.

Die Freisetzung und anschließende Verlagerung der Metalle erfolgt hier durch die zunehmende Löslichkeit von Huminstoffen in schwach saurem, besonders aber alkalischem Milieu. Dieser Sachverhalt konnte auch in Untersuchungen zur Bindungsform von Metallen mittels der sequentiellen Extraktion der Waldböden nachgewiesen werden (vgl. Kapitel 8.3.4), wo Aluminium, Kupfer und Blei v.a. in den Fraktionen der organisch und an Fe-Oxiden gebundenen Metalle vorkommen, weniger dagegen in den leichter verfügbaren Bindungsformen. Tab. 8.3.4.1 zeigt, daß bei Zunahme der Bodenalkalinität in erster Linie Al, Cu und Pb im humosen Oberboden der Profile in hohen Raten gegenüber dem wässrigen Eluat nachgewiesen werden können, die zum Teil das Zehnfache ausmachen.

Mit der Lösung der metallorganischen Komplexe als „Träger" der Metalle bei ungenügender Basenneutralisationsfähigkeit des Bodens und einem pH-Anstieg kann es in Wäldern zu einer

Mobilisierung und Migration von Schadstoffen in tiefere Bodenschichten kommen, so daß bei einem entsprechend hohen Gesamtgehalt im Boden mit einem Eintrag in das Grundwasser gerechnet werden muß.

Im Vergleich der infolge von Veränderung pedochemischer Milieubedingungen mobilisierbaren Metallgehalten innerhalb und außerhalb der gefluteten Fläche werden elementspezifische Unterschiede deutlich (Abb. 8.3.4.4/5). Bei Zunahme der sauren Depositionen sind es in erster Linie die Metalle Mn, Cr und Ca, welche im Flutungsbereich verstärkt in Lösung gehen. Blei dagegen zeigt nur im Unterboden ab >50cm höhere Freisetzungsraten im Flutungsgebiet. Das leicht mobilisierbare Zink, dessen wassereluierbare Gehalte im nichtgefluteten Bereich ohnehin höher sind, wird bei Zunahme saurer Depositionen ebenfalls in erhöhten Raten freigesetzt. Bei zunehmender Alkalinität der Böden werden im künstlich gefluteten Bereich verstärkt die Metalle Al, Cr, Ni und Pb mobilisiert, da diese die bereits erläuterte Affinität zur Bindung in metallorganischen Komlexen (Humaten) besitzen und mit diesen im alkalischen Milieu gelöst werden (Abb. 8.3.4.5).

Zusammenfassend kann man feststellen, daß es innerhalb und außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz im Südlichen Leipziger Auenwald bei fortschreitendem Säureeintrag in die Waldböden sowie bei einem pH-Wert-Anstieg durch Basenzufuhr zu einer Mobilisierung und nachfolgend zur Migration toxischer Schwermetalle wie Cu, Pb und Zn, Alkali- und Erdalkalimetallen wie Ca, K und Mg sowie wurzeltoxischem Al^{3+} vom Oberboden über den Unterboden bis ins Grundwasser kommen kann.

Die carbonathaltigen Auensedimente unter den derzeitigen Depositionsbedingungen noch in der Lage, die Säuren vor dem Eintrag in das Grundwasser zu neutralisieren. An der Erdoberfläche, besonders um die Stämme der Bäume, sowie auch im Bereich des Unterboden pH-Minimums ist diese Pufferung nicht mehr gegeben.

Profil 01 (Flutungsgebiet) **Profil 03 (außerhalb)**

Säure-status		Metall Al				Metall Al			
		Ah B63	aMGo B65	Go B69	Gor B72	Ah B163	aMGo B165	GoGr B169	Gor B172
ANC[1]	*pH*	*4,84*	*3,42*	*5,16*	*5,67*	*5,01*	*3,52*	*4,81*	*5,09*
	mg/kg	150,2	69,2	72,5	12,1	162	75,4	80,2	15,6
S4	*pH*	*5,01*	*3,52*	*5,21*	*5,61*	*5,66*	*3,81*	*5,22*	*5,49*
	mg/kg	46,7	11,5	38,4	4,5	51,3	13,8	28,1	10,3
BNC[2]	*pH*	*7,27*	*7,67*	*9,43*	*9,54*	*7,81*	*6,28*	*8,09*	*8,44*
	mg/kg	98,2	39,7	62,9	8,66	115	36,5	81,5	24,5

Säure-status		Metall Cu				Metall Cu			
		Ah B63	aMGo B65	Go B69	Gor B72	Ah B163	aMGo B165	GoGr B169	Gor B172
ANC[1]	*pH*	*4,84*	*3,42*	*5,16*	*5,67*	*5,01*	*3,52*	*4,81*	*5,09*
	mg/kg	0,69	0,95	0,75	0,29	0,56	0,92	0,71	0,27
S4	*pH*	*5,01*	*3,52*	*5,21*	*5,61*	*5,66*	*3,81*	*5,22*	*5,49*
	mg/kg	0,178	0,167	0,175	0,028	0,105	0,101	0,211	0,021
BNC[2]	*pH*	*7,27*	*7,67*	*9,43*	*9,54*	*7,81*	*6,28*	*8,09*	*8,44*
	mg/kg	1,67	0,21	0,23	0,12	2,63	1,42	4,51	0,78

Säure-status		Metall Zn				Metall Zn			
		Ah B63	aMGo B65	Go B69	Gor B72	Ah B163	aMGo B165	GoGr B169	Gor B172
ANC[1]	*pH*	*4,84*	*3,42*	*5,16*	*5,67*	*5,01*	*3,52*	*4,81*	*5,09*
	mg/kg	0,62	3,22	1,53	0,78	1,23	4,01	1,66	1,02
S4	*pH*	*5,01*	*3,52*	*5,21*	*5,61*	*5,66*	*3,81*	*5,22*	*5,49*
	mg/kg	0,077	0,358	0,205	0,068	0,101	0,581	0,217	0,079
BNC[2]	*pH*	*7,27*	*7,67*	*9,43*	*9,54*	*7,81*	*6,28*	*8,09*	*8,44*
	mg/kg	0,01	0,03	0,03	0,1	0	0,02	0	0

[1] 200 mval/kg Säure [2] 200 mval/kg Base

Tab. 8.3.4.1: Veränderung von Elementgehalten in zwei Profilen innerhalb (Profil 01) und außerhalb (Profil 03) des künstlichen Überflutungsgebietes an der Paußnitz (Südlicher Leipziger Auenwald) in Abhängigkeit vom pH-Wert. Als Referenzwerte werden die Gehalte im wässrigen Eluat S4 (nach DIN 38 414), welche die aktuellen Aciditätsbedingungen repräsentieren, dargestellt. Zu Grenz-pH-Werten in Abhängigkeit von der Bindungsform eines Elementes siehe auch Kapitel 7, Tab. 7.7.1

Profil 01 (Flutungsgebiet) **Profil 03 (außerhalb)**

Säure-status		Metall Pb				Metall Pb			
		Ah B63	aMGo B65	Go B69	Gor B72	Ah B163	aMGo B165	GoGr B169	Gor B172
ANC[1]	*pH*	*4,84*	*3,42*	*5,16*	*5,67*	*5,01*	*3,52*	*4,81*	*5,09*
	mg/kg	0,01	0,13	0,03	0,01	0,02	0,08	0,02	0,02
S4	*pH*	*5,01*	3,52	5,21	5,61	*5,66*	*3,81*	*5,22*	*5,49*
	mg/kg	0	0	0	0	0	0	0	0
BNC[2]	*pH*	7,27	7,67	9,43	9,54	*7,81*	*6,28*	*8,09*	*8,44*
	mg/kg	2,01	1,01	0,31	0,25	3,56	1,89	0,71	0,32

Säure-status		Metall Cd				Metall Cd			
		Ah B63	aMGo B65	Go B69	Gor B72	Ah B163	aMGo B165	GoGr B169	Gor B172
ANC[1]	*pH*	*4,84*	*3,42*	*5,16*	*5,67*	*5,01*	*3,52*	*4,81*	*5,09*
	mg/kg	0,56	1,52	3,56	1,02	0,06	0,98	2,89	0,57
S4	*pH*	*5,01*	3,52	5,21	5,61	*5,66*	*3,81*	*5,22*	*5,49*
	mg/kg	0	0,007	0,102	0,07	0	0	0	0
BNC[2]	*pH*	7,27	7,67	9,43	9,54	*7,81*	*6,28*	*8,09*	*8,44*
	mg/kg	0	0	0	0	0	0	0	0

Säure-status		Metall Ca				Metall Ca			
		Ah B63	aMGo B65	Go B69	Gor B72	Ah B163	aMGo B165	GoGr B169	Gor B172
ANC[1]	*pH*	*4,84*	*3,42*	*5,16*	*5,67*	*5,01*	*3,52*	*4,81*	*5,09*
	mg/kg	623,5	878,7	873,8	821,2	589	811	789	756
S4	*pH*	*5,01*	3,52	5,21	5,61	*5,66*	*3,81*	*5,22*	*5,49*
	mg/kg	68,31	41,69	48,12	348,6	51,6	40,1	42,6	291,2
BNC[2]	*pH*								
	mg/kg								

[1] 200 mval/kg Säure [2] 200 mval/kg Base

Tab. 8.3.4.2: Veränderung von Elementgehalten in zwei Profilen innerhalb (Profil 01) und außerhalb (Profil 03) des künstlichen Überflutungsgebietes an der Paußnitz (Südlicher Leipziger Auenwald) in Abhängigkeit vom pH-Wert. Als Referenzwerte werden die Gehalte im wässrigen Eluat S4 (nach DIN 38 414), welche die aktuellen Aciditätsbedingungen repräsentieren, dargestellt; da die BNC mit $CaCl_2$ und NaOH ermittelt wurde, können für Ca keine BNC-Werte angegeben werden.

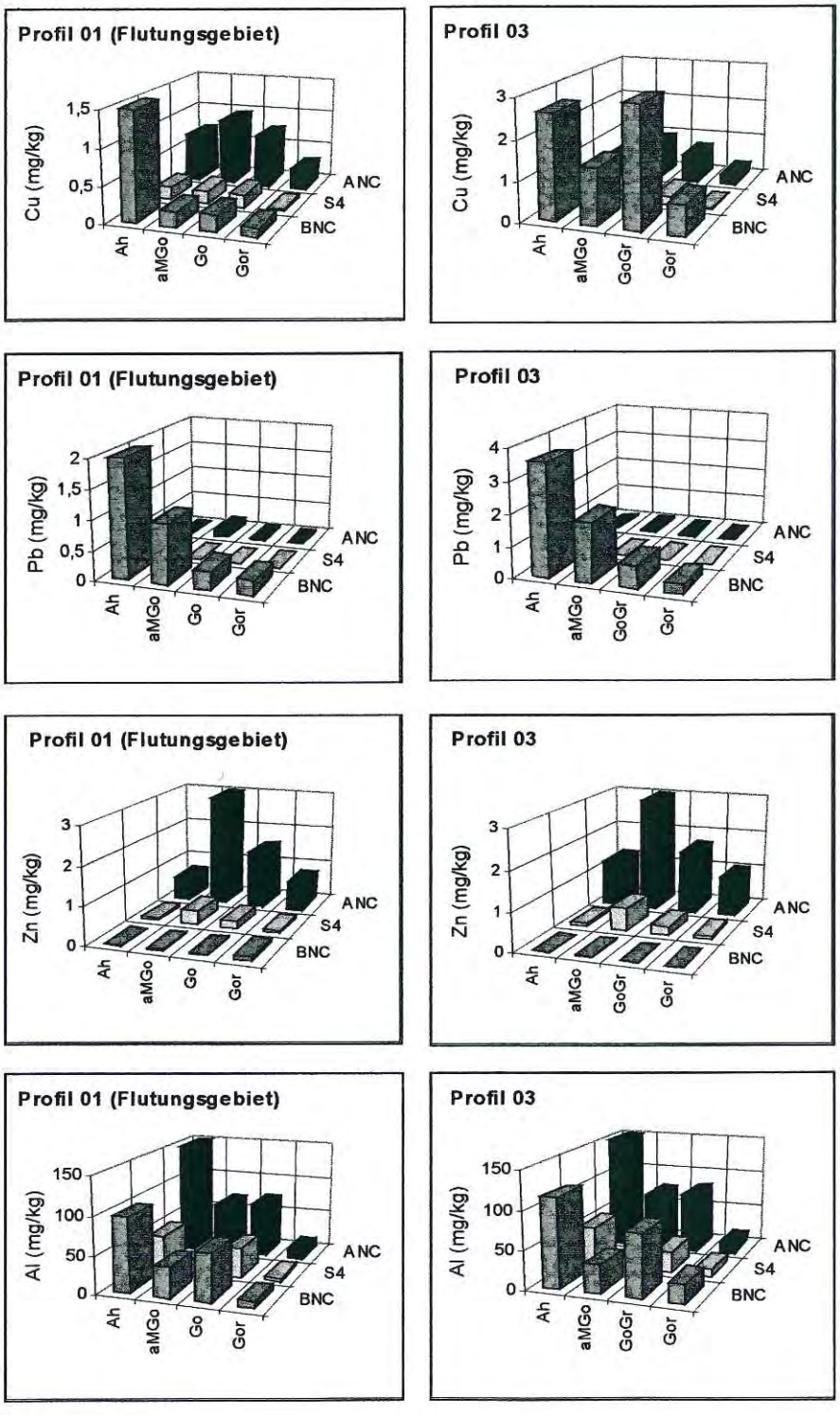


Abb. 8.3.4.3: Metallgehalte unter verschiedenen pedochemischen Milieus

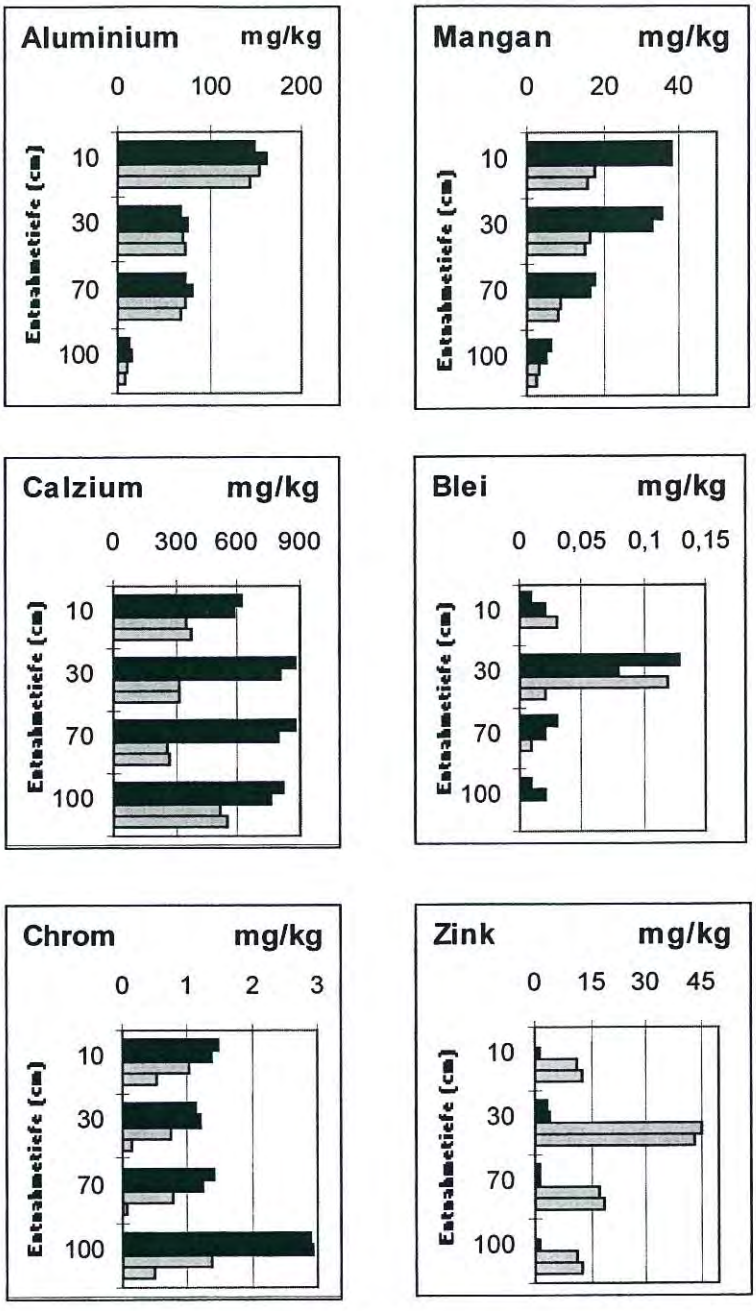


Abb. 8.3.4.4: Mobilisierte Gehalte ausgewählter Metalle und Kationensäuren bei pH-Wert-Absenkung durch Säurezugabe (200 mval/kg) im Batchversuch in Profilen innerhalb (schwarz) und außerhalb (grau) des Flutungsgebietes der Paußnitz

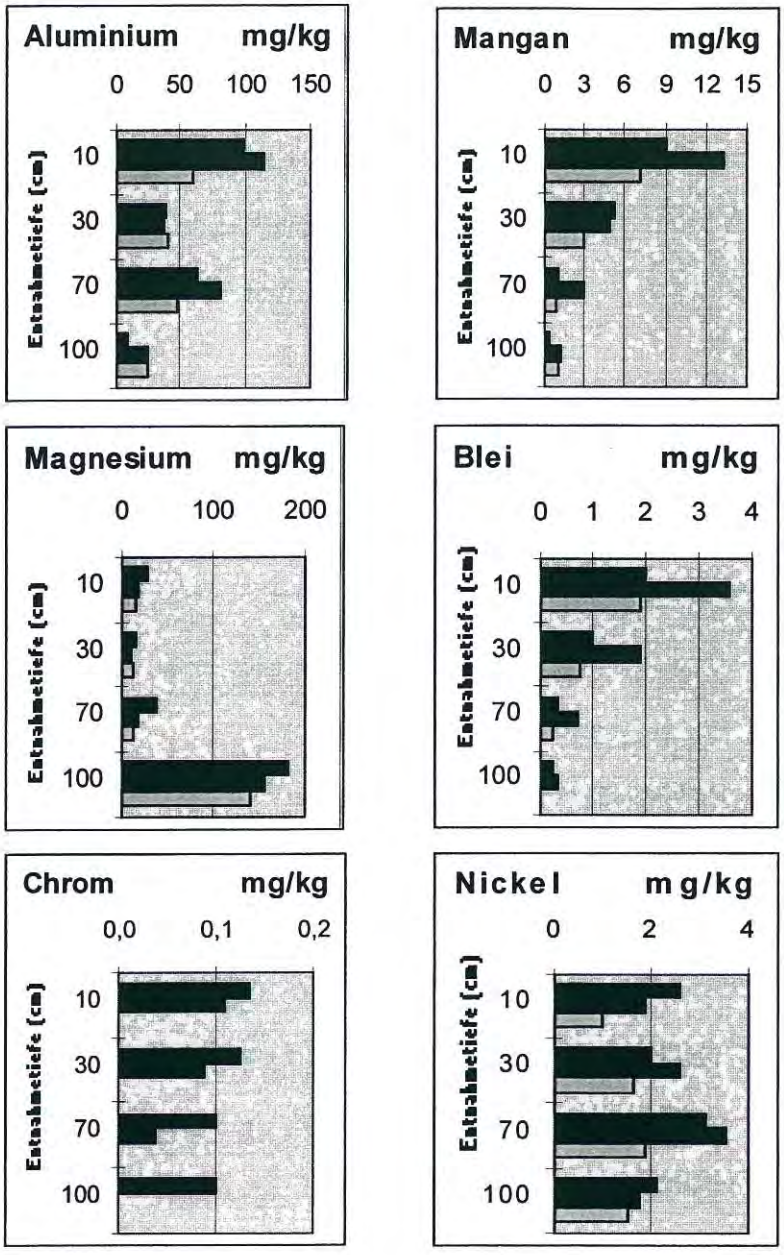


Abb. 8.3.4.5: Mobilisierte Gehalte ausgewählter Metalle und Kationensäuren bei pH-Wert-Erhöhung durch Basenzugabe (200 mval/kg) im Batchversuch in zwei Profilen innerhalb (schwarz) und außerhalb (grau) des Flutungsgebietes der Paußnitz

8.3.5 Metallbindungsformen in den Vertikalprofilen

Aus den Ergebnissen der Versuchsreihen der sequentiellen Bodenextraktion (Methodik siehe Kapitel 7.7) wird deutlich, daß die Bindungsformen der verschiedenen Elemente im Boden einen Schlüssel bei der Frage von Remobilisierung und Retention dieser darstellt. Besonders humose Oberbodenbereiche zeichnen sich durch hohe Bindungsvalenzen für Metalle an der organischen Bodensubstanz aus (Metall-Humus-Komplexbildung).

In der Diskussion der Ergebnisse sind besonders die Fragen

- nach der Bindungsform der verschiedenen (Schwer)Metalle im Auenboden des gefluteten und nicht gefluteten Bereiches sowie deren Vertikalgradienten und
- der Auswirkung eines veränderten Säurestatus im Boden auf diese Bindungsformen von Interesse.

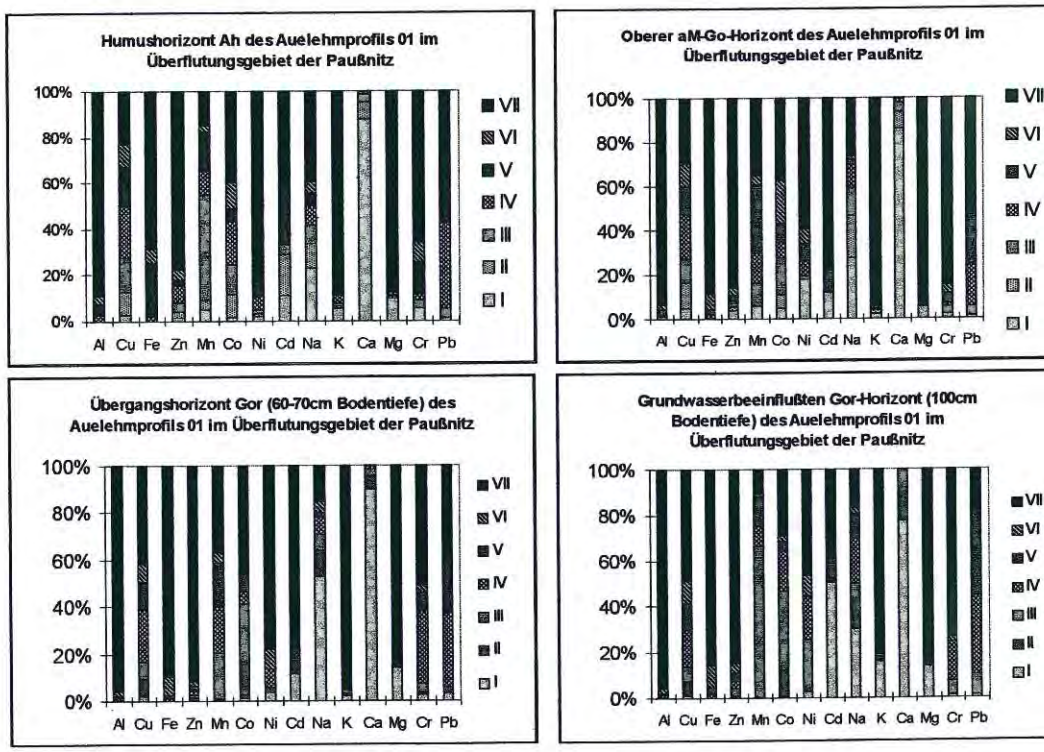


Abb. 8.3.5.1: Metallbindungsformen im Profil 01 des Renaturierungsgebietes

Die für die Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger, die Braunkohlenflugaschen und den Verkehr typischen Schwermetalle Kupfer, Zink, Blei und Cadmium, aber auch die Kationensäuren Aluminium, Eisen und Mangan sowie wichtige Bodennährstoffe Ca und Mg zei-

gen ein differenziertes Bindungsverhalten. Calzium und Natrium sind unspezifisch bzw. in leicht nachlieferbarer Form im Boden gebunden, während Kalium und Magnesium hauptsächlich in der Residualfraktion gefunden wurden (Abb. 8.3.5.1: Fraktionen I-VII siehe Kapitel 7.7.1). Diese Aussage trifft auf den Ober- und Unterboden innerhalb und außerhalb der gefluteten Fläche zu (Abb. 8.3.5.2) und bedeutet, daß besonders Calzium als mobiles Element und leicht auswaschbar eingestuft werden muß. Für Kalium ist bekannt, daß es aufgrund seiner kleinen Ionenradien (*Wild 1995*) nur schwer aus den Zwischenschichtbindungen der Tonminerale zu lösen ist.

Aluminium ist überwiegend residual gebunden, ebenso Eisen. Auffällig ist, daß im nichtgefluteten Bereich beide Elemente höhere Anteile in mobileren Fraktionen (organisch gebunden; an schlecht kristalline Eisenoxide gebunden) aufweisen. Mangan ist vorwiegend an Mn-Oxide im Boden gebunden, nennenswerte Anteile auch in der Residualfraktion.

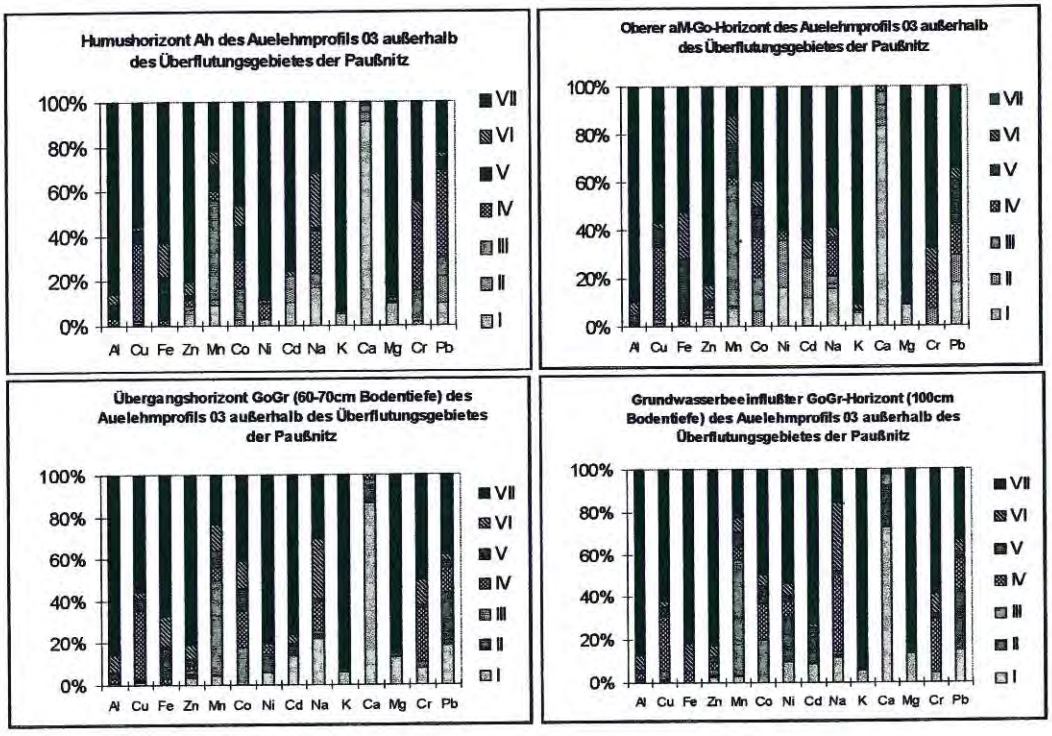


Abb. 8.3.5.2: Metallbindungsformen im Profil 03 außerhalb des Renaturierungsgebietes an der Paußnitz

Im Vergleich mit den Pufferbereichen und Puffersubstanzen nach *Ulrich* bestätigen die Untersuchungen zu den Metallbindungsformen, daß die drei Kationensäuren schwer löslich im Bo-

den vorliegen. Bei Aluminium besteht die Gefahr der (Re)Mobilisierung eher durch Löslichkeit der organischen Substanzen bei zunehmender Bodenalkalinität.

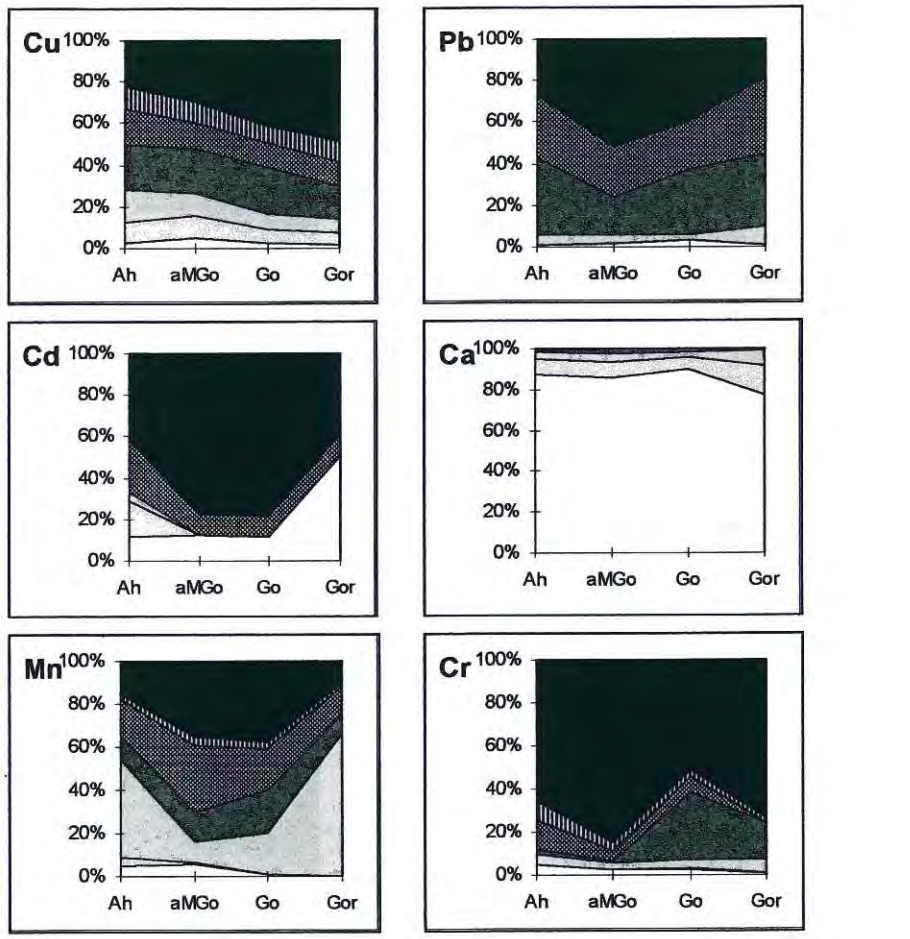


Abb. 8.3.5.3: Metallbindungsformen in % in Humus-, aM-, Oxidations- und grundwasserbeeinflußtem Gor-Horizont im Auelehmprofil 01 im künstlichen Überflutungsgebiet an der Paußnitz

Wie bereits die Untersuchungen zu den Metallbindungsformen der Oberböden zeigten, sind die Schwermetalle Blei, Kupfer und Chrom, in geringerem Maße auch Nickel, an die organsiche Bodensubstanz gebunden. Besonders Cr und Pb sind im Oberboden des nichtgefluteten Berei-

ches stärker in den sogenannten mobilen Fraktionen I und II vertreten und somit durch geringe Milieuveränderungen mobilisierbar. Die Anteile in der Residualfraktion im Überflutungsgebiet sind höher (Abb. 8.3.5.1).

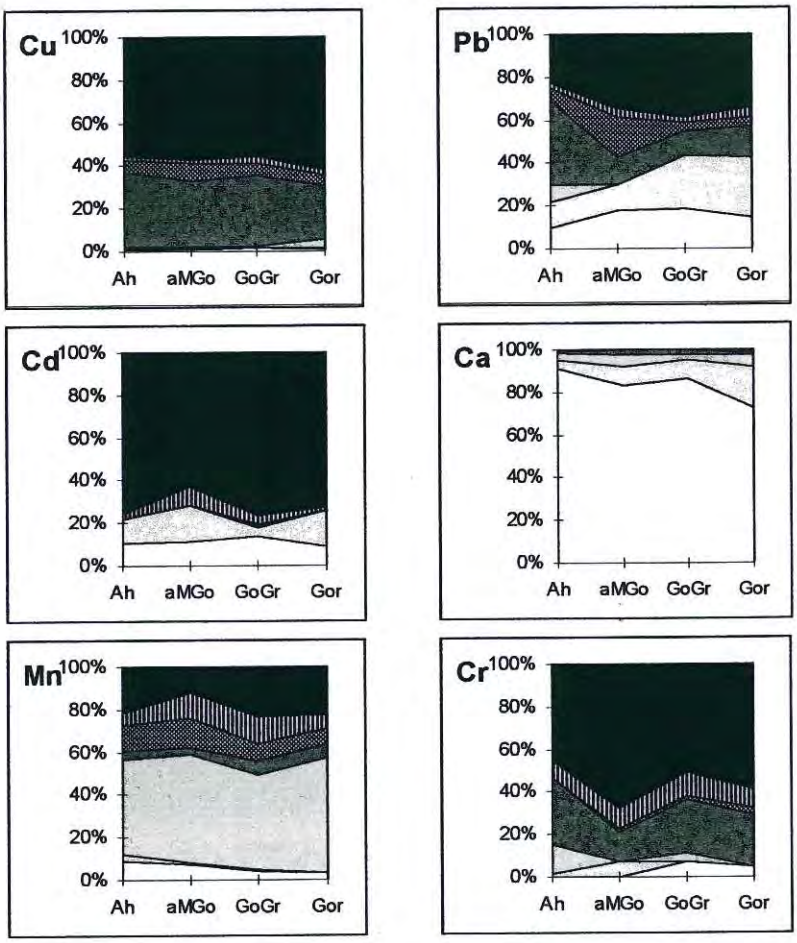


Abb. 8.3.5.4: Metallbindungsformen in % in Humus-, aM-, frühjahrsnassen Oxidations/Reduktions- und grundwasserbeeinflußtem Gor-Horizont im Auelehmprofil 03 außerhalb des künstlichen Überflutungsgebietes an der Paußnitz

Die Abbildungen 8.3.5.3 und 8.3.5.4 zeigen die element- und horizontbezogene Verteilung der Metallbindungsformen innerhalb und außerhalb des gefluteten Renaturierungsbereiches an der Paußnitz. Für beide Bereiche gilt, daß die Bindungsformen der (Schwer)Metalle im Boden von den Horizont- bzw. Bodenschichteneigenschaften abhängig sind und auch eine Mobilisierung und Migration verschiedener Elemente nach den Charakteristika dieser Bezugsgrößen bewertet werden muß.

Aus den Abbildungen geht hervor, daß die Metalle Blei, Cadmium und Mangan im grundwasserbeeinflußten Gor-Horizont innerhalb der gefluteten Fläche deutlich höhere mobile Gehalte aufweisen als in den oberen Bodenschichten und außerhalb des Flutungsgebietes.

Im Fall von Cu und Cd überwiegen innerhalb der Flutungsfläche über das gesamte Profil 0-100cm ebenfalls die mobilen Gehalte gegenüber der nichtgefluteten Fläche, Blei dagegen zeigt im nicht gefluteten Bereich hohe unspezifisch adsorbierte und leicht nachlieferbare Anteile in Ober- und Unterboden.

Für alle dargestellten Metalle fallen die höheren Anteile organisch gebundener Elementgehalte innerhalb der Flutungsfläche auf. Das könnte durch einen Eintrag oder die Verlagerung von humosen Substanzen (Huminstoffen) während des Flutungsereignisses begründet sein, da, wie bereits mehrmals erwähnt, die gelöste und partikuläre organische Substanz als „Träger" für Metalle im Boden fungiert (vgl. auch *Schneider 1997; Krüger 1995*).

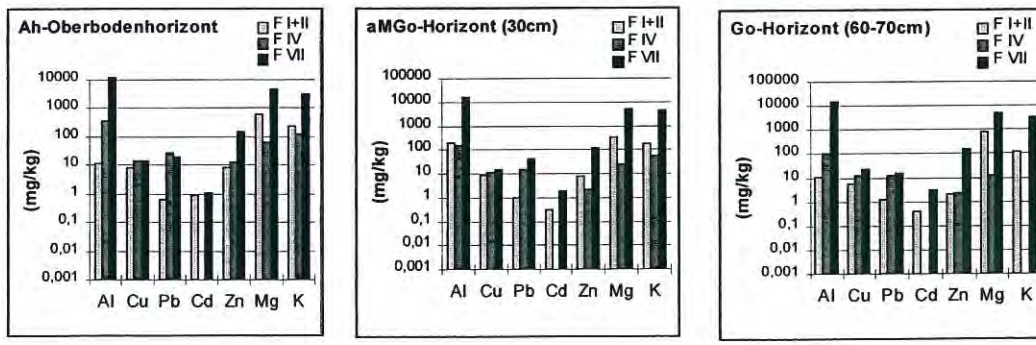


Abb. 8.3.5.5: Vergleichende Betrachtung der mobilen, organisch und residual gebundenen Anteile in 10, 30 und 60 cm Bodentiefe des Auelehmprofils 01 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz

Vergleicht man die für die (Re)Mobilisierung der (Schwer)Metalle wesentlichen Bindungsformen der mobilen Fraktion (FI/II), der organisch gebundenen Fraktion (FIV) mit den An-

teilen der Residualfraktion (VII) in verschiedenen Bodentiefen (Abb. 8.3.5.5), so kann man feststellen, daß

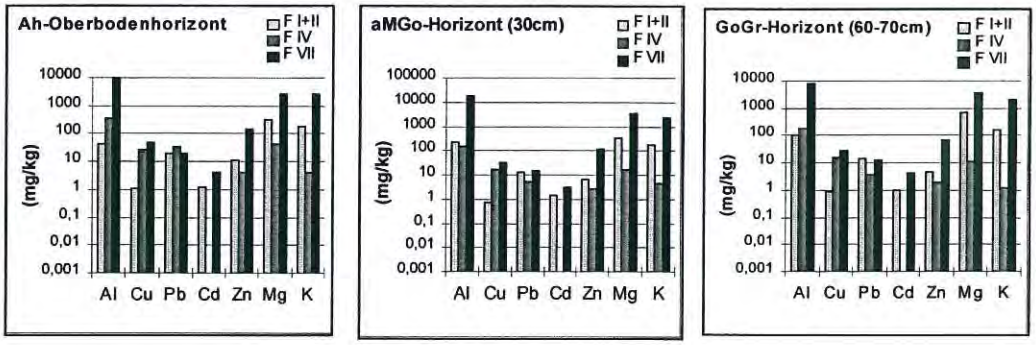


Abb. 8.3.5.6: Vergleichende Betrachtung der mobilen, organisch und residual gebundenen Anteile in 10, 30 und 60cm Bodentiefe des Auelehmprofils 03 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz

- **Al** v.a. im sauren aMGo-Horizont zwischen 25 und 40cm Bodentiefe zu hohen Anteilen (>100 mg/kg) in mobiler Form vorliegt und leicht mobilisiert werden kann,
- die Nährstoffe **Mg, Ca** und **K** nur im humosen Oberboden in nennenswerten Anteilen an die organische Substanz gebunden sind und somit bei zunehmender Alkalinität der Böden in geringem Maße ausgewaschen werden können. Bei pH-Absenkung dagegen werden die hohen Gehalte der mobilen Fraktion (Ca 5000-20000 mg/kg; Mg 300-1000 mg/kg; K 100-500 mg/kg) dieser Alkali-Erdalkalimetalle leicht gelöst.
- **Pb** im Bereich außerhalb des gefluteten Bereiches in der mobilen und organisch gebundenen Fraktion durch Änderung der pedochemischen Milieubedingungen (pH-Anstieg und -Absenkung) aufgrund höherer Gehalte leichter mobilisiert werden kann als im Flutungsgebiet.

Bei Veränderung des Säurestatus der Auenböden ist damit zu rechnen, daß es durch die Aktivierung von Puffersubstanzen in den Pufferbereichen auch zur Verschiebung der Bindungsformen von (Schwer)Metallen im Boden kommt. In besonderem Maße sind im Oberboden anthropogen akkumulierte Schwermetalle davon betroffen. Daher wurden die Methoden zur Ermittlung der ANC (Kapitel 7.5.1) und des sequentiellen Extraktionsverfahrens nach *Zeien & Brümmer* (Kapitel 7.7.1) miteinander gekoppelt.

Die Versuchsreihe für die Profile 01 und 03 zeigte, daß nach saurer Deposition (Versuchsaufbau wie bei ANC-Versuchen; vgl. Kapitel 7.5.1) die Anteile der unspezifisch adsorbierten, mobilen Fraktion I deutlich erhöht werden, nicht nur im Vergleich zum Gesamtgehalt, sondern auch zur gesamten mobilen Fraktion I/II.

Das bedeutet, daß nach der Definition des sequentiellen Extraktionsverfahrens (vgl. Kapitel 7.5.1) spezifische adsorptive, z.T. carbonatische Bindungen sowie metallorganische Bindungen geringerer Bindungsstärke in austauschbare, unspezifische Bindungsformen umgewandelt werden und damit eine höhere „Bioverfügbarkeit" der Elemente vorliegt (Abb. 8.3.5.7-10). Diese Aussagen treffen auf die Schwermetalle Cd, Zn, Cu und Zn zu. Da die Ausgangs-pH-Werte in den Profilen 01 und 03 bereits in 20-40cm Bodentiefe um und unter 4,0 liegen, sind nach Säureeintrag auch die für Cu (pH4,5) und Pb (pH4,0) kritischen Schwellen-pH-Werte (vgl. Tab. 7.7.1.1) deutlich unterschritten.

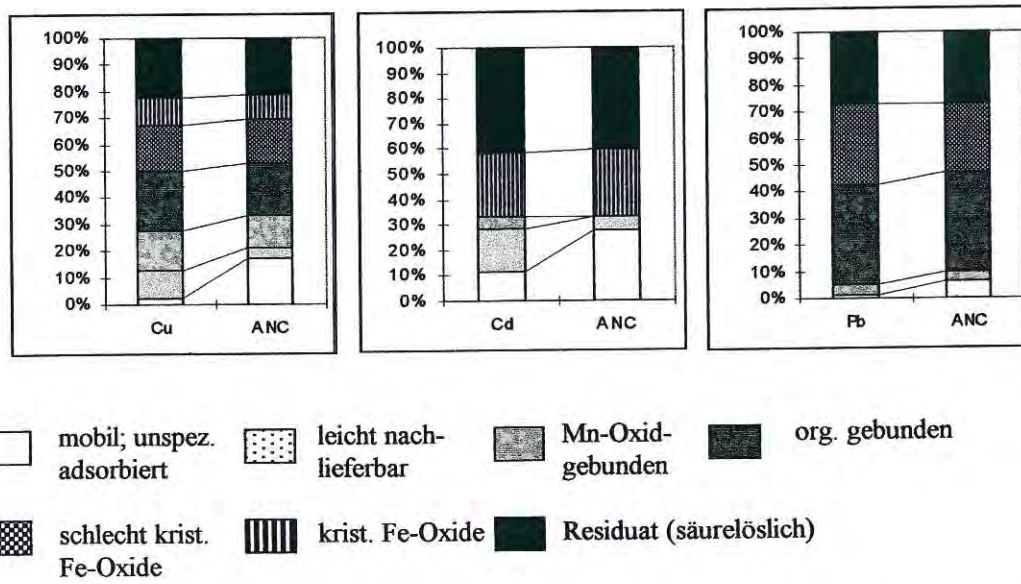


Abb. 8.3.5.7: Veränderung der Bindungsformen im humosen Oberboden des Profils 01 im künstlichen Flutungsgebiet an der Paußnitz bei verstärktem Säureeintrag

Im Profil 03 außerhalb der gefluteten Fläche ist ein deutlicherer Anstieg der Anteile in der Fraktion I feststellbar als im Flutungsbereich. Besonders Cd und Pb weisen hohe mobile, unspezifisch adsorbierte Anteile bei verstärkter saurer Deposition auf (Abb. 8.3.5.7-10). In den Kapiteln zuvor wurden bereits höhere Gesamtschwermetallkonzentrationen im Nichtflutungsbereich festgestellt, was die Untersuchungen zu den Bindungsformen bestätigen. Nur im Fall

von Cu liegen zwar im nichtgefluteten Bereich deutlich höhere Gesamtgehalte (v.a. Residualfraktion VII) vor, der mobile und leicht nachlieferbare Anteil innerhalb der Bindungsformen des Cu ist aber im Flutungsbereich höher. Es kommt demzufolge zu einer Mobilisierung durch die Renaturierungsmaßnahme.

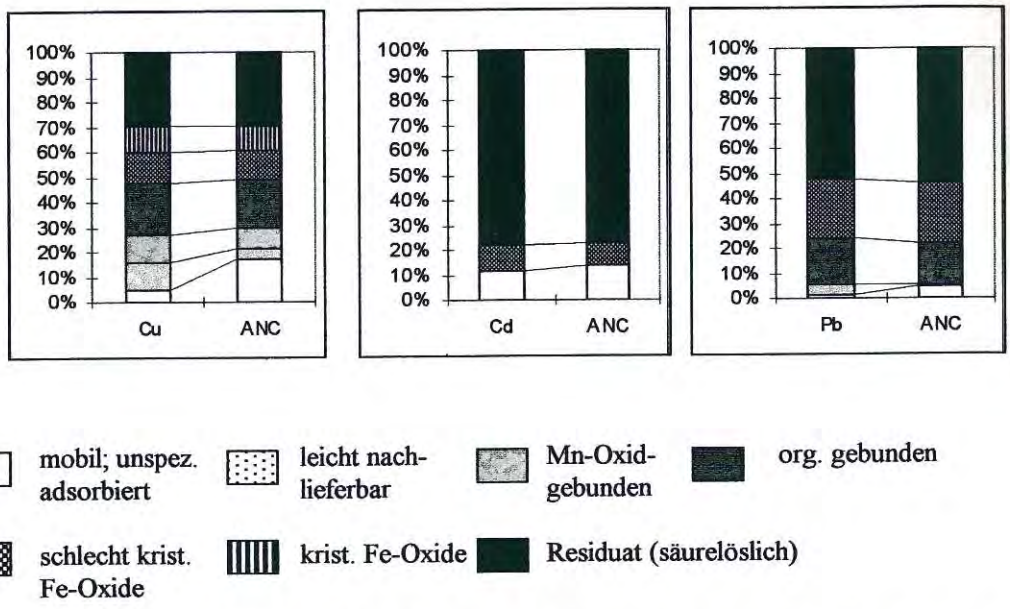


Abb. 8.3.5.8: Veränderung der Bindungsformen im lehmigen aMGo-Horizont des Profils 01 im künstlichen Flutungsgebiet bei verstärktem Säureeintrag

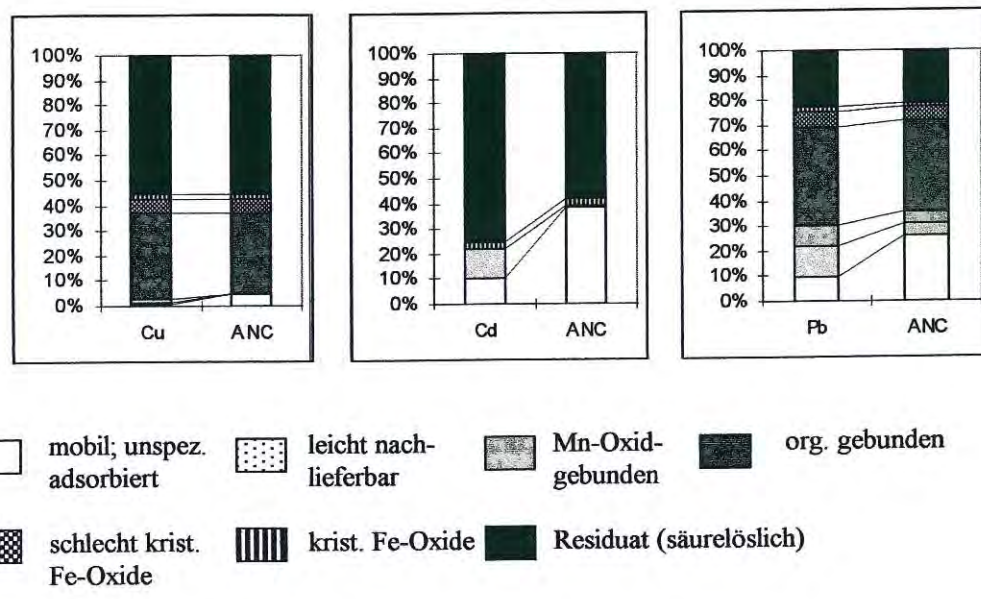


Abb. 8.3.5.9: Veränderung der Bindungsformen im humosen Ah-Horizont des Profils 03 außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes verstärktem Säureeintrag

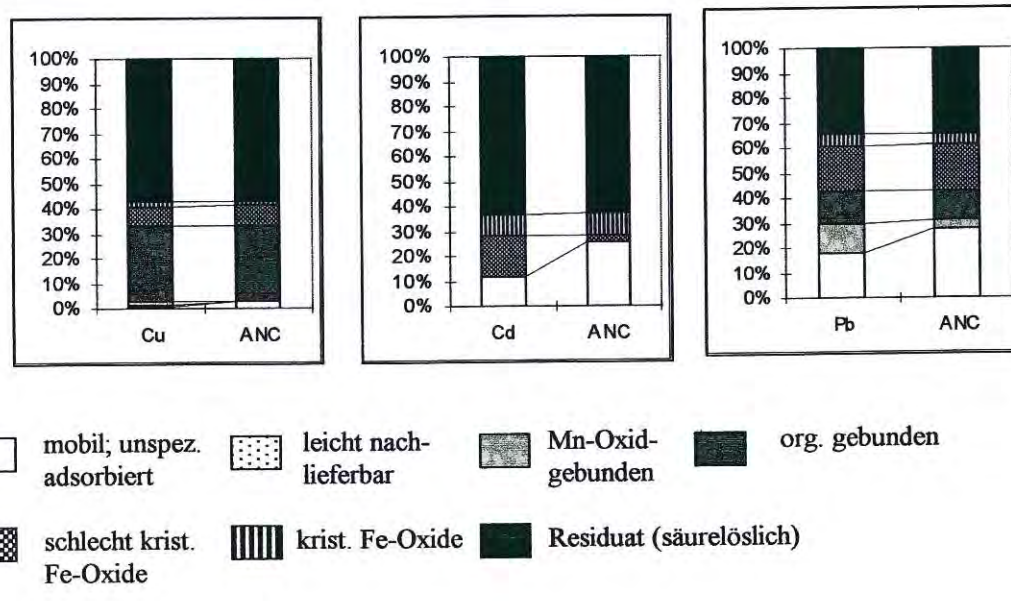


Abb. 8.3.5.10: Veränderung der Bindungsformen im lehmigen aMGo-Horizont des Profils 03 außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz bei verstärktem Säureeintrag

Untersuchungen von *Popp et al.* (1997) bestätigen die Versuchsergebnisse. In Simulationsreihen für eine bis zu 100jährige saure Deposition auf anthropogen belasteten Böden des Verdichtungsraumes Bitterfeld - Dessau - Wittenberg konnte gezeigt werden, daß für die Schwermetalle Cd und Zn die Anteile an der unspezifisch adsorbierten, mobilen Fraktion (I) deutlich zunehmen, was als eine potentiellen Mobilisierung und Gefahr für die Böden und Grundwässer zu bewertenen ist. Besonders für die Elemente Cd und Zn wird die nachlieferbare, carbonatgebundene Fraktion stärker „erschöpft" (S. 140), wie auch die Versuchsreihen im Südlichen Leipziger Auenwald ergaben. Die von *Popp et al.* durchgeführten Untersuchungen eignen sich besonders gut zum Vergleich mit den Leipziger Auenböden, da auch im Bitterfelder Industriegebiet ein Rückgang der künstlichen Aufbasung der Böden aufgrund von verminderten Flugaschenbestandteilen in der Atmosphäre nachweisbar ist.
Zuletzt muß noch darauf hingewiesen werden, daß mittels der vorgestellten Extraktionssequenzen Hinweise auf das unterschiedliche chemische Reaktionsverhalten von Schwermetallen (z.B. Pb, Cu) dahingehend erhalten wurden, daß im Überflutungsbereich ein geringeres Mobilisierungspotential aufgrund höherer Anteile an festen Bindungsformen für dieses Metall ermittelt werden konnten. Im Gegensatz zum besser belüfteten Nichtflutungsbereich kann es unter reduzierenden Bedingungen (und pH-Wert-Anstieg ?) während der Übersatuung zum Ausfall von schwerlöslichen Blei- oder Kupfersalzen (z.B. Sulfiden) kommen.

8.4 Zusammenfassende Diskussion: Stoffdynamik in den Böden des Südlichen Leipziger Auenwaldes unter dem Einfluß von Waldbestand und anthropogen gesteuerten Renaturierungsmaßnahmen

Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, daß aktuell keine extreme Schadstoffbelastung im Landschaftsschutzgebiet „Elster-Pleiße-Auenwald" vorliegt, vorhandene Stoffgehalte aber infolge von zunehmender Acidität der Niederschläge (*LfUG 1997; Haase & Neumeister 1998*) zum einen mobilisiert, zum anderen aber auch durch oberflächliche Flutungs- oder Wiedervernässungsmaßnahmen erhöht werden können.
Das zur Flutung genutzte Oberflächengewässer der Paußnitz zeigt leicht erhöhte Stoffgehalte an Sulfat, Nitrat, Calzium und Magnesium, welche in unterschiedlicher Konzentration über den Fließabschnitt im Südlichen Leipziger Auenwald verteilt sind. Das weist einerseits auf die

Heterogenität der Einträge in verschiedenen Bereichen der Aue und andererseits auf die pedogene Heterogenität sowie die eingetragenen kronendach- sowie stammspezifischen Anreicherungen hin.

In den Vertikalprofilen werden in 20-40cm Bodentiefe die sauersten Bereiche der Auenböden mit pH-Werten <4,0 innerhalb und außerhalb der Flutungsfläche vorgefunden.

Im Vergleich der wasser- und säureeluierbaren Gehalte an Al, Mn und Fe im gefluteten und nichtgefluteten Gebiet zeigen sich im Oberboden der Flutungsfläche höhere, leichter mobilisierbare Gehalte. Die Renaturierungsfläche zeigt demnach eine andere Verteilung der Bindungsformen dieser Metalle. Im Fall von Sulfat handelt es sich um einen Eintrag durch die Oberflächflutung, während es bei den meisten Schwermetallen zu Verdünnungs- bzw. Auswaschungsprozessen kommt. Das bedeutet, daß durch die Flutung vorhandene Schwermetallgehalte der Böden ausgetragen und in andere Kompartimente (Grundwasser, Fließgewässer, Pflanzen) transportiert werden.

Die Gesamtmengen an gelösten Ionenäquivalenten im künstlichen Überflutungsgebiet sind höher als im nichtgefluteten Bereich, woraus zu schließen ist, daß es durch das Paußnitzwasser zu einem durchaus nachweisbaren Eintrag an Kat- und Anionen kommt. Von einem Schadstoffeintrag im Sinne einer Belastung kann man allerdings nicht sprechen.

Bei Zunahme saurer atmosphärischer Depositionen (ANC) liegen die pH-Werte im aMGo-Horizont der 4 intensiv untersuchten Profile im Bereich des Austauscher- bzw. Aluminium-Eisenpuffers. Die Böden außerhalb des Renaturierungsgebietes werden geringer gepuffert, im Oberboden sowie auch im Unterboden. Besonders gering ist die Säurepufferung im nichtgefluteten Bereich gegenüber der Flutungsfläche im grundwasserbeeinflußten Gor-Horizont.

Bei Erhöhung der Bodenalkalinität (BNC) unterscheidet sich das Pufferverhalten der Flutungsfläche von der außerhalb. Eingetragene Basen werden von den nichtgefluteten Böden besser gepuffert. Dieses Ergebnis korreliert mit der geringeren Säurenneutralisationskapazität.

Einer zunehmenden sauren Deposition folgt die Mobilisierung von Nährstoffen wie Ca, K und Mg sowie anthropogen eingetragener Schwermetalle. Selbst für Cd und das schwerlösliche Pb liegen bei simulierter saurer Deposition im ANC-Versuch nennenswerte Gehalte vor.

Man kann im Fall der Schwermetalle Al, Cu, Zn und Cd von einer deutlichen Mobilisierbarkeit sprechen, welche in allen Bodenschichten bis 1 Meter Tiefe nachvollziehbar ist, vor allem im ohnehin sauren Entnahmebereich von 30cm Bodentiefe. Hier konnte im überfluteten und nichtgefluteten Bereich die geringste Säureneutralisiationskapazität und ausgeprägteste Bodenacidität ermittelt werden.

Metalle wie Al, Cu, Pb, Cr und Ni sind im Boden zu großen Teilen an die organische Substanzn (gelöst und partikulär) gebunden und unterliegen unter zunehmend basischen Milieubedingungen im Boden einer zunehmenden Mobilisierung, welche bis zur Verzehnfachung der wassereluierbaren Gehalte führen kann.
Mit der Lösung der metallorganischen Komplexe als „Träger" der Metalle bei ungenügender Basenneutralisationsfähigkeit des Bodens kann es in Waldböden zur Mobilisierung und Migration von Schadstoffen in tiefere Bodenschichten kommen, so daß bei einem entsprechend hohen Gesamtgehalt im Boden mit einem Eintrag in das Grundwasser gerechnet werden muß.

Welche Schlußfolgerungen kann man ziehen ?

Aus den Ergebnissen der Vertikalprofiluntersuchungen kann abgeleitet werden, daß es innerhalb und außerhalb des künstlichen Flutungsgebietes an der Paußnitz bei fortschreitendem Säureeintrag in die Waldböden sowie bei einem pH-Wert-Anstieg nach Basenzufuhr zu einer Mobilisierung und nachfolgend zur Migration toxischer Schwermetalle wie Cu, Pb und Zn, Alkali- und Erdalkalimetallen wie Ca, K und Mg sowie wurzeltoxischem Al^{3+} vom Oberboden über den Unterboden bis ins Grundwasser kommen kann.
Die hinsichtlich einer (Re)Mobilisierung von Stoffgehalten im Boden herangezogenen Untersuchungen zu den Metallbindungsformen zeigten, daß

- **Ca** und **Na** unspezifisch bzw. in leicht nachlieferbarer Form im Auenboden gebunden sind, wobei besonders **Ca** als mobiles Element und leicht auswaschbar eingestuft werden muß,
- **K** und **Mg** in erster Linie in der Residualfraktion nennenswerte Gehalte aufweisen,
- **Al** und **Fe** überwiegend residual gebunden sind, im nichtgefluteten Bereich weisen sie höhere Anteile in mobileren Fraktionen (organisch gebunden; an schlecht kristalline Eisenoxide gebunden) auf. Hier besteht die Gefahr der (Re)Mobili-sierung durch Löslichkeit der organischen Substanzen bei zunehmender Bodenalkalinität.
- **Mn** vorwiegend an Mn-Oxide im Boden gebunden ist, nennenswerte Anteile auch in der Residualfraktion. Im Flutungsgebiet zeigen sich erhöhte mobile Anteile im grundwasserbeeinflußten Gor-Horizont.
- die Schwermetalle **Pb**, **Cu** und **Cr**, in geringerem Maße auch Nickel, an die organsiche Bodensubstanz gebunden sind, Cr und Pb sind im Oberboden der Profile des nichtgefluteten Bereiches stärker in den sogenannten mobilen Fraktionen I und II vertreten und somit

durch geringe Milieuveränderungen mobilisierbar. Im Unterboden des Flutungsgebietes sind für Pb nennenswerte Anteile der mobilen Fraktion meßbar.

Bei der komparativen Betrachtung fallen die höheren Anteile organisch gebundener Elementgehalte innerhalb der Flutungsfläche auf. Das könnte durch einen Eintrag oder die Verlagerung von humosen Substanzen (u.a. Huminstoffen) während des Flutungsereignisses begründet sein, da diese in gelöster oder partikulärer Form als „Träger" für Metalle im Boden fungieren.

Daß ein verstärkter Eintrag von Säuren und Säurebildnern nicht nur die Pufferfunktion der Böden (Ober- und Unterboden) beeinflußt und die Pufferkapazität gegenüber Säuren erschöpft, sondern auch die prozentuale Verteilung elementspezifischen Bindungsformen essentieller (Schwer)Metalle verändert, zeigen die Versuchsreihen, in denen die Methoden der ANC mit der des sequentiellen Extraktionsverfahrens nach *Zeien & Brümmer* (1989) gekoppelt wurden.

Bei andauernder saurer Deposition ist aufgrund des gegenwärtigen Kenntnisstandes zu erwarten, daß die Anteile der unspezifisch adsorbierten, mobilen Fraktion I gegenüber spezifisch adsorbierten Ionen der Fraktion II deutlich erhöht werden. Diese Veränderung der spezifischen Metallbindung im Boden deutet auf eine Mobilisierung der Schwermetalle Cu, Pb, Cd und Zn hin. Die Ergebnisse der Versuchsreihen weisen darauf hin, daß für die Schwermetalle Cd und Zn die Anteile an der unspezifisch adsorbierten, mobilen Fraktion (I) deutlich zunehmen, was als eine potentiellen Mobilisierung und Gefahr für die Böden und Grundwässer zu bewerten ist.

Zusammenfassnd kann man aus Ergebnissen der Untersuchungen schließen, daß es bisher zu keiner gravierenden stofflichen Belastung im Renaturierungsgebiet an der Paußnitz durch die Flutungsmaßnahme gekommen ist. Auf der anderen Seite weisen die niedrigen Oberboden-pH-Werte und die „saure Schicht" in 30cm Tiefe auf eine verstärkte Wirkung von Säuren und Säurebildnern im Auenboden hin.
Experimente zur potentiellen elementspezifischen Mobilisierung und Veränderung des Säurestatus der Böden sowie zu den pedogenen Bindungsmechanismen zeigen, daß durch (saure/basische) Immissionsen, Naßdepositionen und die spezifische Wirkung des Waldbestandes

(Stammabflüsse) Milieuumbildungen initiiert werden können. Diese wirken sich auf den Boden als Stoffsenke aus und machen ihn zur Quelle der Belastungstransmission in andere Ökosystemkompartimente.

Die Untersuchungen der Waldböden und ihrer horizontalen und vertikalen Merkmalsausprägungen konnten zeigen, daß der Boden, unabhängig von seiner Genese und Horizontausprägung, als Zeiger aktueller Dynamik im Landschaftshaushalt einer Raumeinheit (v.a. mikro- und mesoskalischer Bereich) fungiert und sein Säurestatus und die Pufferfunktion als komplexe Parameter der Umweltbewertung in einem Geoökosystem dienen können.

9 Die Stoffgehalte der Auenböden und ihre Bedeutung

9.1 Einordnung der Ergebnisse als Grundlage für Boden- und Gewässerschutz in den Auen

Um die Ergebnisse der Meßprogramme und Versuchsreihen einordnen sowie in der Landschafts- und Umweltplanung einsetzen zu können, ist es notwendig, Orientierungswerte für Stoffgehalte in den besprochenen Geokomponenten Fließgewässer, Niederschlag und v.a. Boden anzuführen und mit den ermittelten Meßwerten zu vergleichen. Ein derartiger Vergleich bildet die Grundlage einer Bewertung.

Seit kurzem exisitiert ein bundesweit gültiges Bodenschutzgesetz, welches auch für die Beurteilung von Waldbodenkontamination gilt. Der Freistaat Sachsen richtet sich in der Beurteilung von Richt- und Grenzwerten von Bodenstoffgehalten nach der „Empfehlung zur Handhabung von Prüf- und Maßnahmenwerten für die gefährdungsabschätzung von Altlasten in Sachsen", welche im wesentlichen auf den Ergebnissen der Zusammenarbeit der Länderarbeitsgemeinschaften Wasser (*LAWA*) und Abfall (*LAGA 1994*) beruht (Tab. 9.1.1). Dabei sind in den Empfehlungen von den in den Untersuchungen der Auenböden ermittelten Parametern und Indikatoren nur Schwermetallgehalte erwähnt, für die im Waldboden toxisch wirksam werdenden Kationensäuren und Anionen existieren keine Prüf- oder Maßnahmenwerte nach *LAGA*.

Element / Stoffgruppe[1]	Freistaat Sachsen		LAGA 1994			
	P[2]	M[3]	Z0	Z1.1	Z1.2	Z2
Blei (Pb)	1000	-	100	200	300	1000
Cadmium (Cd)	30	-	0,6	1	3	10
Chrom (Cr)	300	-	50	100	200	600
Kupfer (Cu)	1500	-	40	100	200	600
Nickel (Ni)	300	-	40	100	200	600
Zink (Zn)	1000	3000	120	300	500	1500

[1] in mg/kg Boden
[2] Prüfwert
[3] Maßnahmenwert

Tab. 9.1.1: Zusammenstellung der im Freistaat Sachsen angewendeten Prüf- und Maßnahmenwerte (Kategorie: Park- und Freizeitflächen in der Stadt) nach *LAGA 1994*

Im Zusammenhang mit diesen Prüfwerten werden noch weitere Orientierungswerte in Tabelle 9.1.1 den der LAWA/LAGA gegenübergestellt. Besonders detailliert und nutzungsabgestimmt ist die Vorgehensweise von *Eikmann & Kloke* (1993), welche allerdings für naturnahe Auenböden nur begrenzt anwendbar ist (Tab. 9.1.2).

Nr.	Nutzungsarten		Cd	Cu	Pb	Zn
0	Multifunktionale Nutzung					
		BW I	1	50	100	150
1	Kinderspielplätze					
		BW II	2	50	200	300
		BW III	10	250	1000	2000
2	Haus- und Kleingärten					
		BW II	2	50	200	300
		BW III	5	200	1000	600
3	Sport- und Bolzplätze					
		BW II	2	100	200	300
		BW III	5	300	1000	2000
4	Park- und Freizeitanlag.					
		BW II	4	200	500	1000
		BW III	15	600	2000	3000
5	unversieg. Industrie- und Gewerbeflächen					
		BW II	10	300	1000	1000
		BW III	20	1000	2000	3000
6	versieg./bewachs. Ind.- und Gewerbeflächen					
		BW II	10	500	1000	1000
		BW III	20	2000	2000	3000
7	LW, Obst/Gemüseanbau					
		BW II	2	50	500	300
		BW III	5	200	1000	600
8	nichtagrar. Ökosysteme					
		BW II	5	50	1000	300
		BW III	10	200	2000	600

EIKMANN & KLOKE, VDLUFA-Schriftenreihe 34/1993, verändert)

Tab. 9.1.2: Nutzungs- und schutzbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe in Böden, Teil I: Metalle (mg/kg Boden), BW = Bodenwert

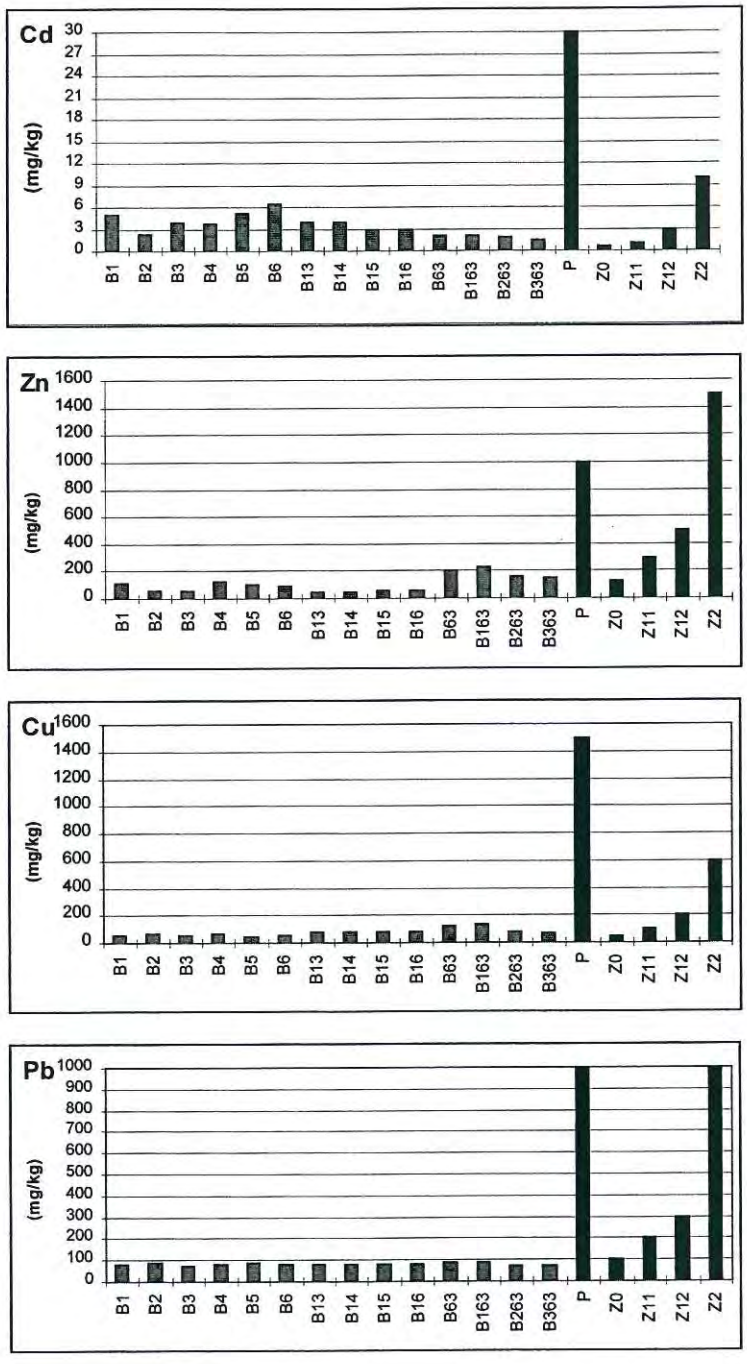


Abb. 9.1.1: Vergleich der im Oberboden (B1-B363) akkumulierten Schwermetalle mit Orientierungswerten nach *LAGA 1994* (Z0-Z2) und Freistaat Sachsen (P = Prüfwert; Erläuterung siehe Text)

Der Vergleich der Oberbodenstoffgehalte in den Auen mit den genannnten Prüfwerten ergibt, daß die Oberbodenbereiche im Südlichen Leipziger Auenwald gering bis nicht belastet nach den bestehenden Prüfwerten zu bewerten sind (Abb. 9.1.1). Allerdings sind die Prüfwerte eher für Altlastverdachtsflächen zusammengestellt worden und können nur sehr bedingt auf ein naturnahes Waldökosystem übertragen werden.
Daher eignen sich für ökologische Bewertungen eher vergleichende Betrachtungen mit Parametern und Stoffgehalten anderer Wald- und Auenökosysteme.

9.2 Anwendungsbereiche der Ergebnisse

Die Untersuchungen dieser Arbeit widmeten sich geoökologischen Fragestellungen zur Dynamik von Stoffein- und austrägen und durch sie ausgelöste Prozesse in den Böden und im Be and der Auenlandschaften an der Weißen Elster und Pleiße im Stadtgebiet von Leipzig.
Obwohl zur Thematik „Säurestatus in Auenwaldböden", „Geoökosystemanalyse in Auen" oder „Pufferfunktion von Auwaldböden" und deren Problemlösung nur ein kleiner Beitrag geleistet werden konnte, ist es von großer Bedeutung, daß dem Waldbestand nicht nur in wissenschaftlichen Untersuchungen, sondern auch in deren Umsetzung zu forstlichen und umweltplanerischen Maßnahmen größere Beachtung hinsichtlich seiner Bedeutung für die Böden geschenkt wird. Dazu dienen die Ergebnisse dieser Arbeit.
Es konnte gezeigt werden, wie der Rückgang der Braunkohlenflugaschenemission im Verdichtungsraum Leipzig auf die Acidität von Niederschlägen und Böden unter Waldbestand wirkt. Damit sollte nicht zum Ausdruck gebracht werden, daß die Reduzierung von Schwebstaub in der Leipziger Luft ein Negativum für die Auenböden darstellt. Allein die vielfältige Wirkung von solchen lufthygienischen Maßnahmen muß in ihrer Komplexität berücksichtigt und der Blick für Nebenwirkungen von umweltbezogenen Maßnahmen geschärft werden.
Da das Meßprogramm für Freiland- und Bestandsniederschlag sich z.gr.T. nach dem des sächsichen LfUG-Meßnetzes richtet, sind die im Rahmen dieser Arbeit gewonnenen Daten gut mit denen aus den Jahresimmissionsberichten vergleichbar.
Darüber hinaus stellt sich die Frage nach der regionalen Bedeutung solcher kleinräumigen, eher standortbezogenen Untersuchungen. Aus den Ausführungen wird ersichtlich, daß die Meßdaten nicht alle in einer Maßstabsebene gewonnen wurden. Des weiteren waren der zeitliche Rahmen und die Quantität der Einzelwerte pro Parameter unterschiedlich. Den Rahmen

setzten zum einen der laborative Aufwand, die zeitliche Machbarkeit und die Meßanordnungen. Mittels der in-situ-pH-Meßmethodik wurde ein sehr einfaches und effektives geoökologisches Verfahren zur Raumwirksamkeit dieses Parameters vorgestellt. Es ist leicht nachvollziehbar , daß eine ähnliche Datenmenge/Probenmenge für Experimente zur Mobilisierung oder dem Mobilisierungspotential von Böden (pH-Titration, sequentielle Extraktion) nicht realistisch ist. Abbildung 9.2.1 veranschaulicht das Raum-Zeit-Gefüge der in der Arbeit vorgestellten Untersuchungen.

Die hier vorgestellten Untersuchungsergebnisse können somit in vielfältiger Art und Weise in Maßnahmen zur Lösung des Mensch-Umwelt-Konfliktes im Verdichtungsraum Leipzig Verwendung finden. Sie können durch die Einarbeitung in konkrete Planungsvorhaben und Schutzkonzeptionen wie für das Ökosystem „Leipziger Auenwald" oder dessen Böden umgesetzt werden, so beispielsweise innerhalb einer Landschaftsschutzkonzeption „LSG Leipziger Auenwald", welche durch eine Arbeitsgruppe von 1996-1998 in Erstform erarbeitet wurde.

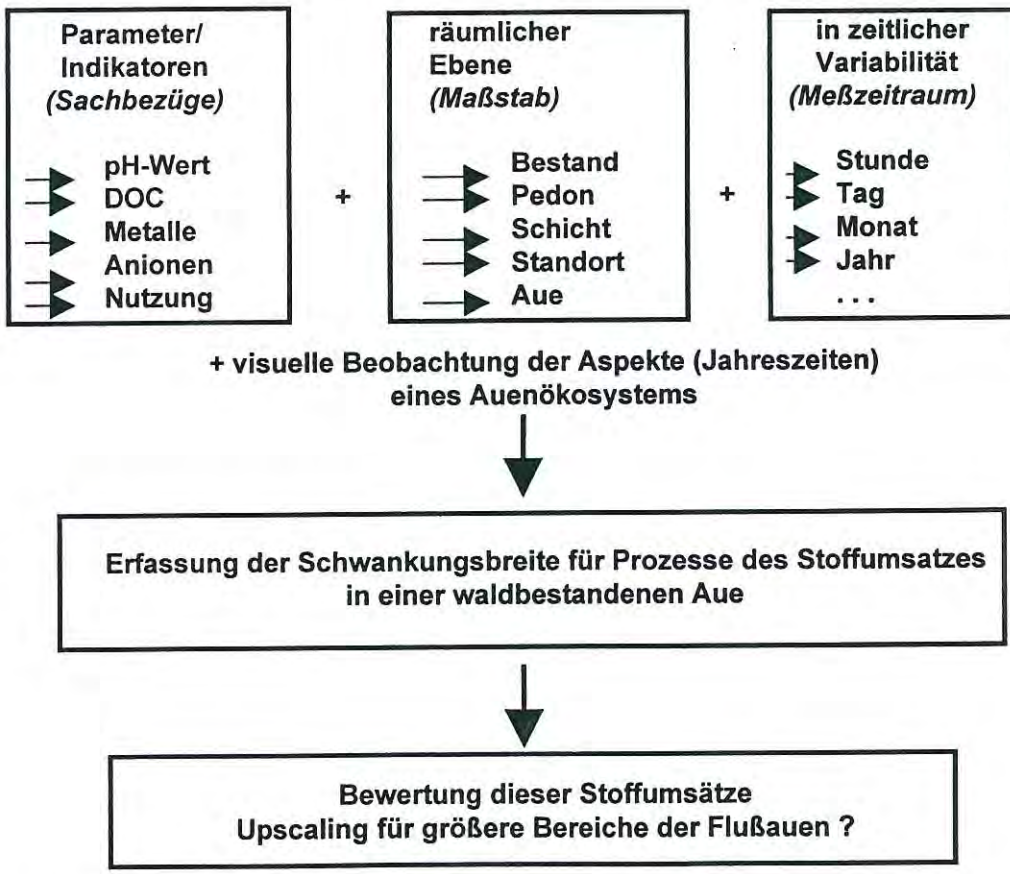


Abb. 9.2.1: Raum-Zeitgefüge der Untersuchungen

Darüber hinaus beantworten die Ergebnisse der Studien Fragen zur Bodenentwicklung und Bodenbeeinflussung im Auenwald durch Renaturierungsmaßnahmen wie z.B. der künstlichen Überflutung von Flächen. Geplant sind Vorhaben wie die Flutung von Arealen des nordwestlichen Auenwaldes. Die Ergebnisse solcher Flutungen für den Bodenstoffhaushalt und durch eine Flutungs ausgelösbare Prozesse, die mittels der hier vorgestellten Analysen in der Südaue gewonnen wurden, können somit von großem Nutzen für weitere Renaturierungsmaßnahmen sein. Darüber hinaus lassen sich aus den Erkenntnissen zum Stoffbestand auch in tieferen Bodenschichten Überlegungen zu möglichen pedogenen Prozessen bei Grundwasserspiegelanstieg anstellen.

Da neben ökosystemrelevanten Aussagen und Thesen der Auenbodenentwicklung unter verschiedenen Depositionsbedingungen auch konkrete Stoffgehalte nach DIN-Vorschriften ermittelt wurden, ist es möglich, diese in der Umweltplanung und im Boden- bzw. Gewässerschutz einzusetzen und mit ihnen umweltpolitisch zu argumentieren.

10 Zusammenfassung und Ausblick

Bezieht man die Untersuchungsergebnisse auf die unter Punkt 4 genannten Thesen, so läßt sich zusammenfassend feststellen:

1. Die pH-Werte der Niederschläge im Raum Leipzig sind von 1990-96 stark abgesunken, was für die Jahre 1996-98 in den Komponenten Freilandniederschlag, Bestandsniederschlag (Bulksammermethode) und Stammabfluß im Auenökosystem der Weißen Elster und Pleiße nachgewiesen werden konnte.
2. Die großen Baumstämme sowie die Interzeptionsauskämmung der Arten *Quercus, Fraxinus, Carpinus* und *Acer* konnten als „Säureeintragspfade" in die Böden ermittelt werden. Die Acidität der Stammabflüsse ist artenspezifisch wie auch die Bodenacidität in der Umgebung der betreffenden Baumarten.
3. Neben geologischen und pedologischen Eigenschaften spielt in Wäldern der Bestand und seine Artenzusammensetzung eine wesentliche Rolle in bezug auf den Säurestatus und das geochemische Reaktionsmilieu der umgebenden Böden.

4. Die standörtlich-räumliche Verteilung der pH-Werte des Oberbodens ist bestandsspezifisch, die pH-Wert-Gradienten liegen in nahezu konzentrischer Form um den Niederschlagsableiter (*Neumeister et al. 1997, Haase & Neumeister 1998*).

5. Die räumliche Funktion des Säurestatus der Waldböden wird durch die pH-Wert-Differenzierung sichtbar, besonders wenn durch in-situ-Messung eine hohe Anzahl von Meßwerten pro Fläche ermittelt werden kann.

6. Saure Stammabflüsse wirken als Eintragspfade für anorganische, atmosphärisch bedingte, aber auch bestandsspezifische organische Säuren. Besonders die Stämme älterer Bäume weisen einen in der Biomasse akkumulierten „Vorrat" an Nährstoffen und Schwermetallen auf. Stammabflüsse sind demnach als Streßfaktoren für Bodenvegetation und Bodenfauna anzusehen.

7. Vertikalgradienten von Bodenparametern wie pH-Wert, DOC, Kat- und Anionen von Profilen der Südlichen Leipziger Aue zeigen, daß es neben der horizontalen Heterogenität und Differenzierung auch eine vertikale in den gering horizontierten Auenböden gibt. Als wichtige „Reaktionsschichten" werden der humose Oberboden, eine 30cm Bodentiefe (pH-Miniumum), in 65cm Bodentiefe (saisonaler GW-Hochstand) und die ständig feuchte Gor-Schichten ab 80cm Bodentiefe unterschieden.

8. Ein zunehmender Input saurer Depositionen bzw. Niederschläge kann in Zukunft eine Mobilisierung des v.a. in den Oberböden angereicherten Schwermetall- und Alkali-Erdalkali-Metallpools durch Protonierung der Sorbenten im Boden bedingen. Besonders unspezifische, mobile Bindungsformen der Elemente Zn und Cd, aber auch Ca sind davon betroffen.

9. Darüber hinaus bedingt ein Säureeitrag die Freisetzung von Kationensäuren Al, Mn und Fe bei Pufferreaktionen. Es wurde gezeigt, daß dabei die Pufferkapazität gegenüber Säuren (ANC) sinkt.

10. Die Experimente bestätigen, daß Basenzufuhr und Alkalisierung der Böden zur spezifischen Fixierung von z.B. Zn, gleichzeitig aber zur Freisetzung von an die organische Bodensubstanz gebundenen (Schwer)Metallen wie Cu, Pb, Ni und Cr führt. Daher wird geschlußfolgert, daß die Stabilität der von diesen Metallen gebildeten Metall-Huminstoff-Komplexe geringer ist als die von Cd oder Zn.

11. Säuren- und Basenneutralisationskapazität der Auenböden sind nur in Abhängigkeit von der Kenntnis des Säurestatus einschätzbar und die ANC der Auenböden ist besonders in den sauren Schicht von 30cm Bodentiefe gering.

12. Elementspezifische Bindungsformen im Boden verändern sich mit Erhöhung der Bodenacidität. Besonders die mobilen, unspezisch adsorbierten Anteile werden gegenüber fester gebundenen Fraktionen erhöht und stellen somit ein Gefahrenpotential dar.

13. Die Fluß- und Flutungssedimente der Weißen Elster, Pleiße und ihrer Nebenflüsse sind schluffig-tonig und weisen beträchtliche Gehalte an Schwermetallen und gelöster organischer Substanz (DOM) auf.

14. Für die meisten Metalle steigen die adsorbierten Gehalte mit abnehmender Korngröße in den schluffigen Flutungssedimenten. Die unspezifischen, mobilen Bindungsformen deuten auf anthropogenen Eintrag hin. Das gegebene Mobilisierungspotential der Sedimente wird auf die Böden der gefluteten Flächen übertragen und somit auch das Gefahrenpotential einer Wirkung und Verlagerung der Schadstoffe.

15. In dem künstlich gefluteten Renaturierungsgebiet an der Paußnitz kommt es aufgrund von Verdünnungs-, Auswaschungs- und spezifischen Anreicherungs- bzw. Mobilisierungsprozessen zu erhöhten Gehalten an Sulfat, Nitrat, Calcium und Magnesium gegenüber nichtgefluteten Auenbereichen, während v.a. atmogen eingetragene Schwermetalle in deutlich geringeren Gehalten gegenüber den nichtgefluteten Bereichen auftreten. Es findet offensichtlich ein Schwermetallaustrag aus dem Flutungsgebiet statt.

16. Ein wesentliches Moment bei der künstlichen Flutung durch die Paußnitz ist neben dem Stoffeintrag auch der Eintrag von organischer Substanz.

17. Mittels der Untersuchungen zur DOM (v.a. Huminsäuren) und den Elementgehalten der Bodensickerwässer (Perkolate) und der Oberbodenbereiche konnte die „pedochemische Reaktorfunktion" der obersten Bodenschichten der Waldböden gezeigt werden.

18. Die Untersuchungen zum Säurestatus und zur Pufferfunktion in den Auenböden zeigen, daß diese Senke und Quelle für natürlich und anthropogen eingetragene Stoffgehalte zugleich darstellen und ihr Freisetzungs- bzw. Rückhaltepotential gegenüber Nähr- und Schadstoffen stark vom pedochemischen Reaktionsmilieu abhängig ist.

19. Die in dieser Arbeit angewendeten Methoden stellen in ihrer Verknüpfung ein wesentliches Arbeitsmittel für eine standortspezifische Geoökosystemanalyse dar.

20. Bei der Bewertung von mineralischen und organischen Stoffgehalten in Böden und Gewässern der Auen und insbesondere von Renaturierungsflächen muß stoffgruppen- und elementspezifisch vorgegangen werden, um das Auenökosystem wirklich schützen zu können.

21. Der Rückgang des Staubgehaltes in der Atmosphäre der Region Leipzig muß aufgrund der hier gezeigten Ergebnisse, zumindest die Acidität der Niederschläge betreffend, kritischer bewertet werden.

Bereits in der Einleitung der Arbeit wurde darauf hingewiesen, daß nicht nur der Boden als Pedosphäre oder Gefüge von Pedonen betrachtet werden sollte, sondern in erster Linie als „Reaktionsraum" in einem System verschiedener Geokomponenten - dem Geoökosystem.
Daher wurde insbesondere bei der Entwicklung des in-situ-Meßprogrammes für pH-Werte und der Bewertung von pedochemischen Parametern Wert auf deren Einbindung in das Waldökosystem gelegt, in dem der Bestand eine Schlüsselrolle spielt. Dies unterstreichen die Ergebnisse der Untersuchungen zum Säurestatus, den standörtlich-räumlichen Differenzierungen der Boden-pH-Werte und der Säureneinwirkungspfade (Stammabflüsse) im Auenwaldbestand.
Aus diesem Grund ist eine Diskussion der ermittelten Eregbnisse aus waldökologischer Sicht, neben der Bewertung des pedochemischen Milieus, von essentieller Bedeutung. Der Waldbestand ist in diesem Falle „Vermittler" zwischen dem pedochemischen Reaktionsmilieu und der Regelungs-, Erholungs- und Sozialfunktion des Waldes (*Beese 1997*), welche auch Artenschutz- und ästhetische Aspekte beinhaltet.
Arbeiten von *Gutte & Sickert* (1998) zur Waldassoziation der Auenwälder in Leipzig zeigen, daß zwischen Geochemie, Geobotanik und Auendynamik ein enger Zusammenhang besteht, zu welchem sich die Komponente der anthropogenen Veränderung gesellt. Auch *Otto* (1994) versteht unter Waldökologie die ganzheitliche Betrachtung der Wechselwirkungen, Parameter und Komponenten des Systems Wald. In diesem Sinn müssen auch die Ergebnisse von Waldschadens- und Waldbodenforschung gesehen werden.
Aus waldökologischer Sicht sind

- die sauren Stammabflüsse, resultierend aus den Stammeigenschaften und der Deposition von Säuren und Säurebildnern im Kronenraum, als negativ zu bewerten, da sie den Boden

als Lebensraum schädigen, ein Pflanzenwachstum um die Stämme einschränken und die Humusbildung verändern können,

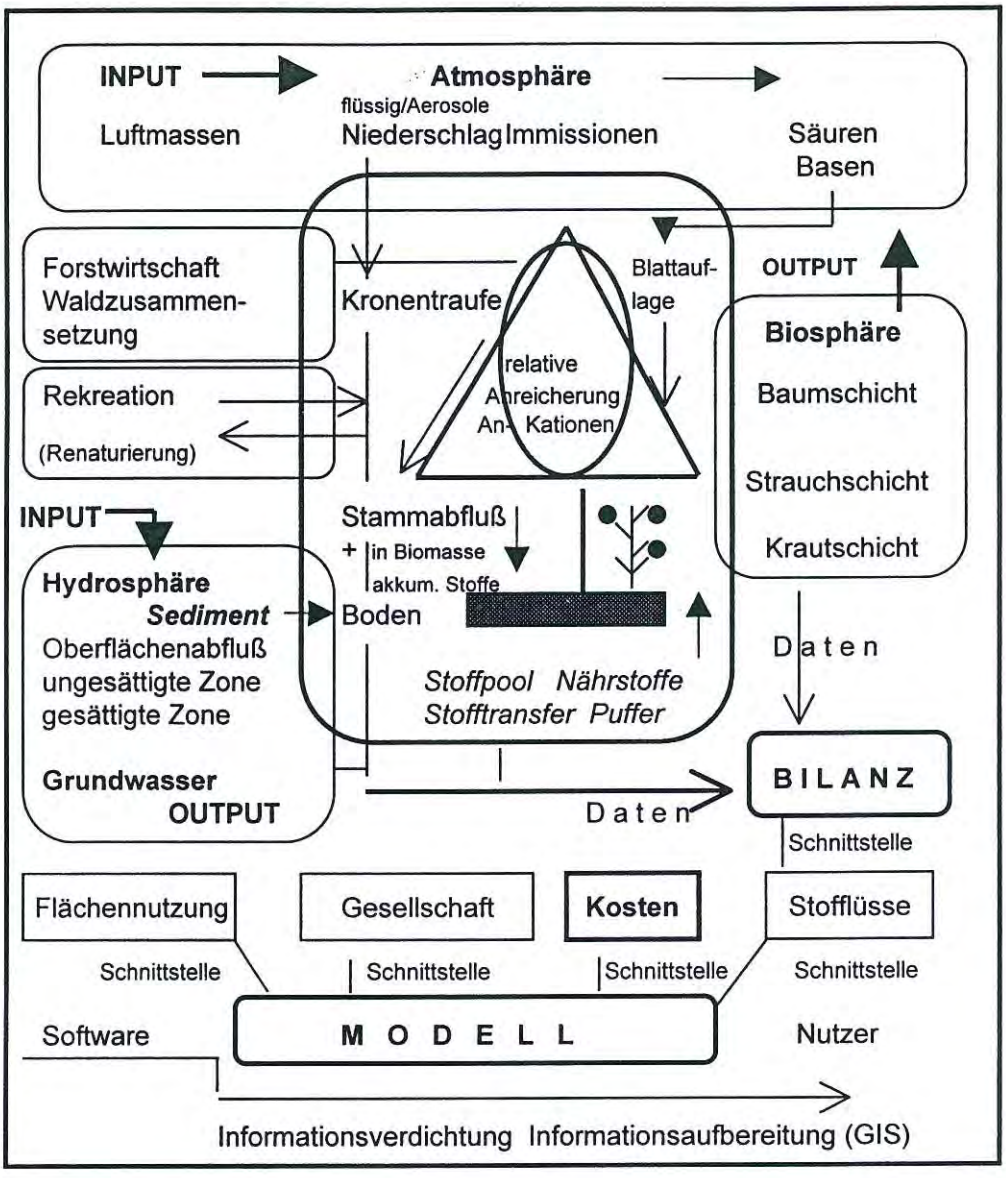


Abb.10.1: Vereinfachte schematische Darstellung der Stoffkreisläufe im Auenwaldökosystem sowie die Einbindung eines integrierten Forstmanagements in ein Stoff-Bilanz-Modell

- die in situ ermittelten pH-Werte-Muster für die räumliche Verteilung bestimmter Pflanzenarten der Strauch- und Krautschicht als wichtige „Standortfaktoren" zu bezeichnen (besonders im Hinblick auf geschützte Arten),
- die niedrigen pH-Werte in der Vertikalen des Bodenkörpers (30cm) und z.T. relevante Anteile mobiler Schwermetalle in den Oberböden als Schadpotentiale für den Boden, das Grundwasser und die Vegetation zu bewerten.

Da der Wald als Vegetationsgesellschaft sehr langsam auf Veränderungen seiner Umwelt reagiert, müssen Beobachtungen und weitere Untersuchungen in den folgenden Jahren und Jahrzehnten zeigen, welche langfristigen Veränderungen auf ökosystemarer Ebene (Böden, Gewässer und Vegetation) der Staubverlust in der Atmosphäre zum einen und Renaturierungsmaßnahmen in Form von Wiedervernässung (in Form von künstlicher Flutung) zum anderen für die Waldassoziation nach sich ziehen. Daher ist es eine sinnvolle, praxisoriertierte und notwenige Schlußfolgerung aus den hier vorgestellten Untersuchungen, die Parameter- und Datenquantität zu nutzen und statistisch mittels multivariabler Faktoren- und Zeitreihenanalysen (*Haase et al. 1998*; unveröff.) weiter aufzubereiten. Diese können so einerseits in Modelle für Stoffumsatzprozesse (Stoffbilanzen; vgl. Modell Abb. 10.1) in Wäldern und Waldböden eingehen und andererseits durch Verdichtung (Geographisches Informationssystem) nutzergerecht verarbeitet werden (Abb. 10.1). Nicht zuletzt die Ermittlung aller im Ökosystem „Wald" zur Verfügung stehenden natürlichen Puffermechnismen als kostenlos nutzbare Quellen einer Schadstoffreduzierung zur Umweltentlastung ist als ein wesentliches Forschungsfeld zu betrachten.
Als Grundlage für die Interpretation aller in den Auenbereichen erhobenen Daten zu den Geokomponenten sollte eine detaillierte und auf den neueseten Erkenntnissen der Bodenforschung beruhenden, räumlich differenzierte Bodenkarte (1:10 000) geschaffen werden, in welche neben bodengenetischen Merkmalen v.a. auch raumrelevante geoökologische Daten eingehen (z.B. Bodenacidität, Bodendichte, Humusbildung, Bestockung).

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß gezeigt werden konnte, daß für Säurestatus und Stoffbestand der Böden in den Leipziger Weiße Elster-Pleiße-Auwäldern Herkunftsraum, Depositionsart und Acidität der atmosphärischen Einträge von entscheidender Bedeutung sind. Es wurde nachgewiesen, daß der Waldbestand als Ort räumlich differenzierter, spezifischer Anreicherung und Verteilung von Säuren sowie Metallen fungiert. Als besonders aussagekräftig

erwies sich ein von *Neumeister & Haase* entwickeltes Meßprogramm, mit welchem es möglich wurde, die pH-Werte der oberflächennahen Bodenhorizonte in einem engen Raster um die Stämme flächig zu ermitteln. Die Ergebnisse in Form von standörtlich-räumlichen pH-Wert-Mustern und pH-Gradienten können als wichtige Schritte für das Verständnis von Säureeinwirkungspfaden in Wäldern angesehen werden.

Aus der in dieser Arbeit nachdrücklich untermauerten Erkenntnis, daß der Waldbestand Eintragspfad von Säuren in die Böden ist, die Rolle des Stammabflusses als Einflußgröße bei systeminternen Stofftransporten sowie die Veränderung der Acidität der Böden ihr spezifisches Retentionsvermögen für Schadstoffe betreffend als entscheidender Einflußparameter der Geoökosystemdynamik unter Waldbestand gelten muß, folgt, daß in waldökologischen Geosystembetrachtungen diese Parameter unbedingt zum Untersuchungsprogramm gehören sollten.

Da unter veränderten Aciditätsbedingungen das Rückhaltevermögen der Böden gegenüber Schadstoffen verändert, bodeninterne Migrationsprozesse initiiert und Vegetation sowie Grundwasser gefährdet werden können, sobald die gesättigte Bodenzone erreicht ist, müssen auch zukünftige bodenökologische Arbeiten in Auen milieu- und bindungsspezifisch durchgeführt werden. Die Untersuchungen der Waldböden und ihrer horizontalen und vertikalen Merkmalsausprägungen machen deutlich, daß der Boden, unabhängig von seiner Genese und Horizontausprägung, als Zeiger aktueller Dynamik im Landschaftshaushalt einer Raumeinheit (v.a. mikro- und mesoskalischer Bereich) fungiert und sein Säurestatus und die Pufferfunktion als komplexe Parameter der Umweltbewertung dienen können. Bei der Bewertung von mineralischen und organischen Stoffgehalten in Böden und Gewässern der Auen und insbesondere von Renaturierungsflächen stoffgruppen- und elementspezifisch vorgegangen werden, um das Auenökosystem wirklich schützen zu können.

Die Aufnahme relevanter Parametern zur Beschreibung des Stoffumsatzes kann nach Meinung der Autorin aber nicht nur in einem räumlichen und zeitlichen Maßstab erfolgen. Die Anforderungen der Nutzer in den Leipziger Auen (Forstamt, Landwirte, Erholungswesen u.a.) an eine Landschaftsaufnahme bei einem Maßstab von >= 1 : 10 000 liegen. Bei räumlichen Auflösung von > 1 : 5000 wurden in-situ und standortbezogen sinnvolle Ergebnisse erhalten und die räumliche Determinierung von bodenchemischen Parametern durch den Waldbestand konnte in einem Maßstab > 1:5000 in-situ nachgewiesen werden. Eine regionale Einordnung der erfaßten Prozeßdynamik in den naturräumlichen Zusammenhang muß dann in einem Maßstab deutlich kleiner als 1 : 10 000 erfolgen. Säurestatus (pH-Wert, DOC) und Puffer-

funktion (ANC, BNC) eignen sich für die Beschreibung und Bewertung standortbezogener Stoffdynamik in (Auen)Wäldern und werden auch als Leitparameter" für kleiner maßstäbliche Untersuchungen vorgeschlagen (Parametrisierung).

Stoffumsatzprozesse in der Bodenzone mit Sickerwasserregime sind mittels der angewendeten Methodik in der Vertikalen besser nachvollziehbar, als der laterale Stoffumsatz. Daher sollten zukünftige Untersuchungen v.a. auch die räumliche Absicherung punktuell erfaßter pedochemischer Daten beinhalten. Zudem muß der Rückgang des Staubgehaltes in der Atmosphäre der Region Leipzig aufgrund der hier gezeigten Ergebnisse, zumindest die Acidität der Niederschläge betreffend, kritischer bewertet werden.

Die Huminstoffuntersuchung terrestrischer und bestandsgebundener Huminsäuren in Stammabfluß und Bestandsniederschlag stellt ein wichtiges, zukünftiges Arbeitsfeld zu Säurestatus und elementspezifischem Mobilisierungspotential DOC-gebundener (an)organischer (Schad)Stoffe in den Geokomponenten im Wald in bezug auf die Waldböden dar. Es müßten Vorkommen und chemische Zustandsformen der DOC in Waldbestand und Boden detailliert betrachtet werden, um so ihre Schlüsselposition ähnlich wie die des Säurestatus besser beweisen zu können.

Literatur

ABRAHAMSEN, G. (1980): Impact of atmospheric sulfur deposition on forest ecosystems. In: Shriner et al. (1980), S. 397-416

ANDREAE, H. (1994): Deposition anorganischer Komponenten. - In: MATSCHULLAT, M. u.a. (Hrsg.) Gefahr für Ökosysteme und Wasserqualität, Heidelberg New York 1994, S. 107 - 111

ALLOWAY, B.J.& D.C. AYRES (1996): Schadstoffe in der Umwelt. Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen, Heidelberg Berlin Oxford

ARNOLD, H. (1964): Die Bedeutung der Elster-Pleiße-Auen für die Stadt Leipzig. - In: LEHMANN, E. (Hrsg.): Das Leipziger Land, Gotha Leipzig, 395-421

BASTIAN, O.& SCHREIBER, K.-F. (1994): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft, Jena Stuttgart

BEESE, F.O. (1997): Konzept und Indikatoren für eine multifunktionale Waldnutzung. - In: MÜHLE, H., EICHLER, S. (Hrsg.): Terrestrische und ökosystemare Forschung in Deutschland. Stand und Ausblick, UfZ-Bericht 5/1997, Leipzig, S. 12-21

BITÖK - Bayreuther Forum Ökologie: Stickstoff-, Schwefel- und Wasserhaushalt naturnaher Ökosysteme: Forschungskonzept des BITÖK 1993/94, Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung 1993

BLUME, H.-P. (1990; Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes - Bodenökologie und -belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen, Landsberg

BMELF (1997): Bundesminietrium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald Level II, Bonn

Böden-Information (1992): Handlungsempfehlungen für den Umgang mit kontaminierten Böden im Land Sachsen-Anhalt; Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg

BRECHTEL, H.M. (1989): Immissionsbelastung des Waldes, Auswirkungen auf Gebietswasserhaushalt und Folgen für die Böden und Gewässer. - In: Wie sauber ist das Wasser in Nordhessen?, Kassel

BRÜMMER, G. (1982): Einfluß des Menschen auf den Stoffhaushalt der Böden, in: Schriftenreihe des Agrarwissenschaftlichen Bereiches der Universität Kiel, Nr. 62, Kiel

BÜTTNER, G.: Ergebnisse der BZE in Niedersachsen 1990-1991. Schriften aus der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt Bd. 122, Göttingen 1997

Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG): Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1990: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge; in: Umweltrecht - Wichtige Gesetze zum Schutz der Umwelt, München 1992

BMELF, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1994; Hrsg.): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung, 2. Auflage, Bonn

CONRADT, S. ET AL. (1998): Flächendeckende quantitative Abschätzung der Schadstoffexposition (Immission und Deposition) in Waldgebieten. - In: Lufthygienische Situation und Waldzustand im schwarzen Dreieck. - In: Materialien zur Luftreinhaltung, LfUG, Radebeul, 81-92

CONRADT, S. ET AL. (1998): Neueste Tendenzen der Luftschadstoffbelastung und Versauerungsentwicklung. In: Materialien zur Luftreinhaltung, LfUG, Radebeul, 33-42

CORNELIUS, R., FAENSEN-THIEBES, A., MARSCHNER, B. & G. WEIGMANN (1997): Ballungsnahe Waldökosysteme Berlin: Ergebnisse aus den Forschungsvorhaben. - In: FRÄNZLE, MÜLLER & SCHRÖDER (1997): Handbuch der Umweltwissenschaften, Landsberg, V-4.9

DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft (1983): Ökosystemforschung als Beitrag zur Umweltwirksamkeit von Chemikalien. - In: Rundgespräche und Kolloquien, Weinheim

Die Belastung der Elbe - Teil I: Elbenebenflüsse. - In: „Leitprojekt 2000" im Rahmen des Programmes „Umweltforschung und Umwelttechnologie" des Bundesministers für Bildung, Wissenschaft und Technologie; Forschungszentrum Karlsruhe (Hrsg.), 1994

EIKMANN, T. (1993): Gesundheit, in: SUKOPP, H.; R. WITTIG (Hrsg.): Stadtökologie, Jena-Stuttgart-NewYork, 70-95

EIKMANN, T.& A. KLOKE (1993): Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden; Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, VDLUFA-Schriftenreihe 34/1993, Darmstadt

EINSELE, G., AGSTER, G., BÜCKING, W.& EVERS, F.-H. (1986): Zur Problematik der Trennung externer und interner Stoffflüsse sowie der Lösungsverwitterung im Schönbuch. - In: EINSLE, G. (Hrsg.): Das landschaftsökologische Forschungsprjekt Schönbuch, S. 357-367, Weinheim

ELLIS, S.& MELLOR, A. (1995): Soils and Environment, London NewYork

FEGER, K.-H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. - In: Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 31, Freiburg im Breisgau

FIEDLER, H.-J.& H.-J. RÖSLER (1993): Spurenelemente in der Umwelt, Jena-Stuttgart

FUHRMANN, R. (1999): Klimaschwankungen im Holozän nach Befunden aus Talsedimenten Mitteldeutschlands. - In: Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, Heft 11

Geochemischer Atlas des Freistaates Sachsen - Teil 1: Spurenelementgehalte in Gesteinen, Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie 1996

GERLICH, W. (1987): Die Belastung des Bodens mit Schwermetallen im Bereich der Buntmetallurgie. - In: PODLESAK, W./GRÜN, M. (Hrsg.): Schwermetalle in der Umwelt, Jena, 51-59

GISI, U. (1997): Bodenökologie, Stuttgart NewYork

GUTTE, P. & SICKERT, A. (1998): Der Leipziger Auenwald - Bestand und Pflege. - In: Mitteilungen des Landesvereins Sächischer Heimatschutz e.V. 2/1998, Dresden, 80-85

HAASE, D. ET AL. (1998): The wood stock as one main stress factor for the geochemical processes in soils of flood plain forests. The example of the Weiße Elster-Pleiße flood plains, Germany, Proceedings of the Int. Symposium on flood plain forests, Smolenice

HAASE, D., KRÜGER, A., SCHNEIDER, B.& NEUMEISTER, H. (1998): Auswirkungen immissionsbedingter Stoffeinträge auf Säurestatus und Stoffgehalte stadtnaher Auwaldböden. Methodische Aspekte der räumlichen Erfassung von Ökosystemparametern und Ergebnisse aus Simulationsversuchen, Mitt. Deut. Bodenk. Gesell., Bd. 88, Oldenburg, 413-416

HAASE, D.& H. NEUMEISTER (1998): Die Auenökosysteme der Weißen Elster und Pleiße sowie ihre Böden - Puffer für Leipzigs Umweltbelastungen ? - In: BREUSTE, J. (Hrsg.): UfZ-Bericht 10/1999, S. 152-157

HAASE, D. & H. NEUMEISTER (1998): Die Leipziger Flußauen als ein hochsensibles Ökosystem in mitten einer urban geprägten Landschaft. Untersuchungen zum Säurestatus von Auwaldböden in Abhängigkeit von der Immissionssituation. - In: FRÜHAUF, M. & U. HARDENBICKER (Hrsg.): Geowissenschaftliche Umweltforschung im mitteldeutschen Raum, Halle/Saale, 115-127

HAASE, D. (1996): Schwermetallbelastung des Oberbodens und der bodennahen Luftschicht - Das Beispiel Leipzig. In: STANDORT - Zeitschrift für Angewandte Geographie 4/1996, Stuttgart, 21-28

HAASE, D. (1996): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung des Oberbodens und der bodennahen Luftschicht in Leipzig auf dem Hintergrund einer Stadtstrukturtypengliederung. In: Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften Reihe A 1996, Band 18, Halle (Saale), 51-63

HAASE, D., B. SCHNEIDER & H. NEUMEISTER (1998): Mobilization of chemicals in soil of an artificially flooded flood plain forest and the relation to pH-values. Proceedings of 16thWorld Congress of Soil Science Montpellier

HAASE, D.& H. NEUMEISTER (1998): Pattern of soil acidification in the flood plain forests of Leipzig (Germany). Proceedings of 16thWorld Congress of Soil Science Montpellier

HAASE, D., B. SCHNEIDER & H. NEUMEISTER (1997): Auswirkungen der anthropogenen beeinflussung des Auenökosystems der Weißen Elster und Pleiße anhand eines Tiefenprofils in einem künstlichen Überflutungsgebiet. In: Mitt. Deut. Bodenk. Gesell., 85, III, 1111-1115

HAASE, D. (1997): Urban ecology in the new federal countries of Germany. Contamination of upper soil and urban atmosphere with heavy metals in Leipzig. In: Archive for nature, Vol. 37, Amsterdam, 1-11

HAASE, D. (1995): Zur Belastung des Stadtgebietes von Leipzig mit ausgewählten Schwermetallen unter Berücksichtigung der Stadtstruktur. Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

HANTL, M. (1990): Charakterisierung des Säure-Base-Status und Erfassung substratspezifischer Vorräte von Waldstandorten unterschiedlicher geologischer Ausgangssituationen. - In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd.75, Göttingen

HEDIN, L.O.& LIKENS, G.E: (1997): Atmosphärischer Staub und saurer Regen. - In: Spektrum der Wissenschaft, Heft April 1997, Heidelberg

HILDEBRAND, E.E.& WILPERT, K. (1993): Stoffeinträge und Bodenzustand in Waldständen Baden-Württembergs. GSE-Bericht 39/93. 90-99

HINTERMAIER-ERHARD, G.& ZECH, W. : Wörterbuch der Bodenkunde, Stuttgart 1997

HUWE, B.(1997): Zum Stickstoffumsatz in Waldökosystemen- In: MÜHLE, H., EICHLER, S. (1997; Hrsg.): Terrestrische und ökosystemare Forschung in Deutschland. Stand und Ausblick, UfZ-Bereicht 5/1997, Leipzig, S. 34 - 40

JÄGER, K.-D. (1962): Über Alter und Ursachen der Auelehmablagerungen thüringischer Flüsse. Praehist. Zeitschr. 40, 1-59

JENNE, E.A. (1988): Chemical species in freshwater and terrestrial systems. - In: BERNHARD, M. ET AL. (Hrsg.): Importance of chemical speciation in environmental processes. Dahlem Konferenzen 1986. Berlin Heidelberg

JOHNSON, A. H. (1987): Schäden an Rotfichten. - In: PAPKE, H.E., URBAN, B., PETERS, K. & CHR. SCHIMANSKY (Hrsg.,1987).: Waldschäden, Köln

KLIMO, E. ET AL. (1994): Regeneration, Protection and Sustainable Use of Floodplain Forest Ecosystems in the Region of Leipzig, UfZ Leipzig-Halle 1994

KLOKE, A. (1991): Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Böden; Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, VDLUFA-Schriftenreihe Heft 34/1991, Darmstadt

KLOKE, A. (1989): Vorschlag für ein "Drei-Bereiche-System" zur Bewertung der Schadstoffbelastung in Böden, in: BoS 2. Lfg. II/1989

KLOKE, A. (1980): Orientierungsdaten für Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden, in: Mitteilungen des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, VDLUFA-Schriftenreihe Heft 1-3/1980, Darmstadt

KLUG, H. & R. LANG (1983): Einführung in die Geosystemlehre, Darmstadt

KOPP, D. (1998): Zusammenwirken von Standort und Vegetation bei der Erkundung des Zustandswandels von Waldnaturräumen im nordostdeutschen Tiefland, AFSV, 12. Folge, Wolfenbüttel

KRÜGER, A. (1995): Eigenschaft und Dynamik von Schwermetallen in bealsteten Böden und Fließgewässern unter dem Einfluß von Huminstoffen. Dissertation A, Fakultät für Physik und Geowissenschaften, Abteilung Geochemie, Universität Leipzig

KRÜGER, A.; SCHNEIDER, B.; NEUMEISTER, H. & H. KUPSCH (1995): Akkumulation und Transport von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebietes. - in: Geoökodynamik, Band XVI, Bensheim, S. 25 - 56

KRÜGER, A.; SCHNEIDER, B. (1994): Untersuchungen zu Bindungsformen von Schwermetallen in Böden des Bitterfelder Industriegebies, Forschungsbericht 01/94; Universität Leipzig, FB Physik und Geowissenschaften

KUHNT, G.& JENSEN-HUSS, K. (1990): Möglichkeiten und Grenzen einer regionalisierenden Bodenbelastungsvorhersage mit Hilfe einfacher Indikatorgrößen. - In: Geoökodynamik, band 11, Bensheim, S. 65-86

KULHAVÝ, J. (1998): Element fluxes in floodplain forest ecosystems affected by long-term influence of air pollution. - In: proceedings of Int. Symposium Smolenice 1998

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGER (1994): Bodenkunde, Stuttgart

LAGA (1994): Ländergemeinschaft Abfall: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen

LfUG (1997): Emissionssituation in Sachsen. Materialien zur Luftreinhaltung, Radebeul

LfUG (1997): Vorschläge zur Weiterentwicklung des Systems waldbestockter Naturschutzgebiete im Freistaat Sachsen. - In: Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege, Radebeul

LfUG (1996): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 1: Hintergrundwerte für Schwermetalle und Arsen in landwirtschaftlich genutzten Böden; Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt und Geologie

LOCHMANN, V. (1986): The contemporany state of forest soils in the Ore Mountains, Prac Vuhlm, 68, S. 9-48

MANNSFELD, K.& RICHTER, H.: Naturräume in Sachsen. - In: Forschungen zur deutschen Landeskunde, Band 238, Trier 1995

MARQUARDT,W. & E. BRÜGGEMANN (1998): Nationale und grenzüberschreitende Auswirkungen von Emissionen auf Regenwasserinhaltsstoffe in sächischen Grenzregionen. In: In: Materialien zur Luftreinhaltung 1998, LfUG, Radebeul, 43-52

MATSCHULLAT, J.; TOBSCHALL, H.J.& VOIGT, H.J. (Hrsg.; 1997): Geochemie und Umwelt. Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre, Berlin Heidelberg NewYork

MAYER, B. (1992): Untersuchungen zur Isotopenchemie des Schwefels in Waldböden und neugebildetem Grundwasser unter Wald, Dissertation an der Universität München, Hrsg.: GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg

MEIWES, K.-J. ET AL. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. - In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, Bd. 7, Universität Göttingen

MEYER, L. & H. NEUMEISTER (1997): Zur flächendifferenzierten Darstellung geowissenschaftlicher Informationen mittels eines Isolinienprogrammes. - in: Geoökodynamik, Bensheim

Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.; 1997): Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz. Umweltschäden und Gegenmaßnahmen, Mainz

MOSIMANN, TH. (1984): Landschaftsökologische Komplexanalyse, Stuttgart

MUHAR, S. (1996): Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern auf basis typspezifischer Abiotik und Biotik. - In: Wasserwirtschaft, 86. Jahrgang, Nr.5 Mai 96, Wiesbaden

MÜHLE, H., EICHLER, S. (Hrsg.; 1997): Terrestrische und ökosystemare Forschung in Deutschland. Stand und Ausblick, UfZ-Bereicht 5/1997, Leipzig

MÜLLER, G. (1995): Die Leipziger Auen - Bestandsaufnahme und Vorschläge für die Gebietsentwicklung. - In: Materialien zu Naturschutz und Landschafstpflege 1/995, SMU Dresden

MÜLLER, G.& ZÄUMER, U. (1992): Der Leipziger Auwald - ein verkanntes Juwel der Natur. Urania Verlagsgesellschaft mbH, Leipzig

NEEF, E. (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre, Gotha Leipzig

NEEF, E. (1979): Analyse und Prognose von Nebenwirkungen gesellschaftlicher Aktivitäten im Naturraum. Abh. d. Sächs. Akad. d. Wiss. zu Leipzig, Math.-nat. Kl., Bd. 50, H.1, Berlin

NEUMEISTER, H., HAASE, D.& R. REGBER (1997): Methodische Aspekte zur Ermittlung von Versauerungstendenzen und zur Erfassung von pH-Werten in Waldböden. - In: Petermanns Geographische Mitteilungen, 141, Heft 5+6, Gotha, S. 385-399

NEUMEISTER, H.; FRANKE, C.; NAGEL, C.; PEKLO, G.; PEKLO, P. & R. ZIERATH (1991): Immissionsbedingte Stoffeinträge aus der Luft als geomorphologischer Faktor. - in: Geoökodynamik XII, Bensheim, S. 1 - 40

NEUMEISTER, H.; KRÜGER, A.; MEYER, L.& R. REGBER (1995): Räumliche Differenzierung elementarer geoökologischer Eigenschaften im oberen Westerzgebirge / oberen Vogtland. - in: Geoprofil, Freiberg, S. 43 - 81

NEUMEISTER, H.; KRÜGER, A. & B. SCHNEIDER (1995): Untersuchungen von Schwermetallbindungsformen in schadstoffbelasteten Böden des Bitterfelder Industriegebietes. - In: Geoökodynamik, Bensheim

NEUMEISTER, H., KRÜGER, A.& SCHNEIDER, B. (1997): Problems of artifical flooding of flood plain forests in an indutrial region in Germany. Global Ecology and Biogeography Letters 6, Oxford, 197-209

NEUMEISTER, H. (1964): Beiträge zum Auelehmproblem des Pleiße- und Eltsergebietes, Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Institutes für Länderkunde 1992, N.F. 21/22

NEUMEISTER, H. (1988): Geoökologie - geowissenschaftliche Aspekte der Ökologie, in: Umweltforschung, Jena

Niederländische Liste (1989): Niederländischer Leitfaden zur Bodenbewertung und Bodensanierung 1988; deutsche Übersetzung im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn

NLfB: Umsetzung von Forschungsergebnissen in Planungs- und Entscheidungsverfahren. - In: Niedersächisches Landesamt für Bodenforschung. Arbeitshefte Boden, Heft 3/1997, Hannover

NLfB: Wald und Boden. - In: Niedersächisches Landesamt für Bodenforschung. Arbeitshefte Boden, Heft 2/1996, Hannover

OGNER, G. (1980): Effects of acid precipitation on soil and forest: 10. The effect of groth of Norway spruce on soil acidity by acid irrigation. In: Drablos D. Tollan A. (1980), S. 208-209

OTTO, H.-J. (1992): Waldökologie, Stuttgart

PÄLCHEN, W. (Hrsg.; 1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, Hannover

PAPKE, H.E., URBAN, B., PETERS, K. & CHR. SCHIMANSKY (1987).: Waldschäden, Köln

PELZER, J. (1987): Mobilität von Blei, Cadmium und Nickel im Boden. - In: Podlesak/Grün (Hrsg.): Schwermetalle in der Umwelt, Jena, 30-35

POPP, P., FEIST, B., NIEHUS, B., PEKLO, G.& THUSS, U.: Vorkommen und Verteilung von toxisch relevanten organischen Komponenten und Schwermetallen in ausgewählten Untersuchungsgebieten. UfZ-Bericht Nr. 25/1997, Leipzig 1997

PRESS, F. & R. SIEVER (1995): Allgemeine Geologie, Heidelberg

RABEN, G. & H. ANDREAE (1998): Bodenzustand und Belastung durch Stoffeinträge in sächsischen Waldökosystemen. In: Materialien zur Luftreinhaltung 1998, LfUG, Radebeul, 93-102

REHFUESS, K. E. (1990): Waldböden. - 2. Auflage, Hamburg Berlin, 249 S.

RICHTER, H. (1964): Der Boden des Leipziger Landes, in: Das Leipziger Land - Festband zur Zehnjahrfeier der Geographischen Gesellschaft der DDR, physisch-geogra-phische und ökonomisch-geographische Studien, Leipzig, 19-64

ROST-SIEBERT, K. (1988): Ergebnisse vegetatiobskundlicher und bodenchemischer Vergleichsuntersuchungen zur Feststellung immissionsbedingter Veränderungen während der letzten Jahrzehnte. - In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd.8, Göttingen

ROWELL, D.L. (1997): Bodenkunde. Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen. Berlin Heidelberg

Sächsiche Landesanstalt für Forsten (LAF): Wald und Boden. - In: Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Radeburg 1996

Sächsiche Landesanstalt für Forsten (LAF): Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke im Freistaat Sachsen. - In: Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten, Heft 8/1996 Radeburg 1996

LfUG: Jahresbericht zur Immissionssituation in Sachsen 1995. Freistaat Sachsen - Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul 1995

SCHEFFER, F.& P. SCHACHTSCHABEL (1992,1998): Lehrbuch der Bodenkunde (13./15. Auflage), Stuttgart

SCHLESER, G. (1998): Einfluß erhöhter atmosphärischer Kohlendioxid-Gehalte auf Pflanzen und Pflanzengesellschaften. In: BORSCH, P. & J.-F. HAKE (Hrsg.): Klimaschutz - eine globale Herausforderung, Augsburg Bonn, 71-117

SCHMIDT, R. & G. HAASE (1990): Globale Probleme der landwirtschaftlichen Bodennutzung und der anthropogenen Bodendegradierung, Geogr. Berichte 134, H.1

SCHNEIDER, B., HAASE, D., KRÜGER A. & H. NEUMEISTER (1998): Bewertungsansätze von Renaturierungsmaßnahmen zum Schutz des Leipziger Auenökosystems der Weißen Elster und Pleiße. - In: BREUSTE, J. (Hrsg.): UfZ-Bericht 10/1999, S. 163-167

SCHNEIDER, B., KRÜGER, A. & NEUMEISTER, H. (1997): pHstat-Titrations as a method of determining heavy metal mobilization rates by DOM. Symposium on Refractary Organic Substances in the Environment - ROSE Karlsruhe 1997

SCHNEIDER, B., KRÜGER, A., NEUMEISTER, H., BÜTTNER, E.& PASCHKE, A. (1996): Die Säureneutralisationskapazität als ein komplexes Merkmal zur Bewertung der Bodenschutzfunktuion. Untersuchungen an einem Bodenprofil aus dem Industriegebiet Bitterfeld. GdCh-Umwelttagung - Umwelt und Chemie, 7.-10.10.1996 in Ulm

SCHULZE, E.-D. et al. (1992): Die Wirkungen von Immissionen auf 30-jährige Fichten in mittleren Höhenlagen des Fichtelgebirges auf Phyllit. Allg. Forstz. 42, S. 725-730

SCHÜÜRMANN (1996): Untersuchung der Mobilisierung sedimentierter Schwermetalle durch die Reduktion der kalkhaltigen Staubemissionen in der Dübener Heide. Abschlußbericht REGNAL, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle

SML: Sächisches Staatsminsiterium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten (1997): Waldschadensbericht 1997

SPOSITO, G. (1981): The thermodynamics of soil solution. Clarendon Press Oxford

SPOTT, D. (1993): Der Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf den Naturhaushalt der Elbe und ihrer Aue, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Geesthacht

STOYAN, D., STOYAN, H.& JANSEN, U. (1997): Umweltstatistik - Statistische Verarbeitung und Analyse von Umweltdaten. - In: BAHADIR, M., COLLINS, H.-J., HOCK, B. (Hrsg.): Teubner Reihe Umwelt, Leipzig 1997

STOYE, H. (1992): Leipziger Stadtböden, in: Umweltbericht der Stadt Leipzig 1991, Rat der Stadt Leipzig, Dezernat für Umweltschutz und Sport, Leipzig

ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. - Ecol studies 61: 11 - 49, Berlin Heidelberg

ULRICH, B. (1989): Acidic precipitation II: Biological and ecological effects. - New York Berlin Heidelberg, 189 - 272

ULRICH, B. (1991): An ecosystem approach to soil adification. - In: ULRICH, B. SUMMER, Me. (eds.): Soil Adicity, Berlin Heidelberg New York, 28-79

VEHN, J.V.T.: LVZ 10.03.1998: Der Auenwald wird wiedervereinigt

WILD, A. (1995): Umweltorientierte Bodenkunde. Heidelberg Berlin Oxford

WILSNACK, D. (1998): Qualitätssicherung in einem trinationalen Raum - Probleme und Lösungen. In: Materialien zur Luftreinhaltung 1998, LfUG, Radebeul, 13-22

WOHLRAB, B.; ERNSTBERGER, H.; MEUSER A.; V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt, Hamburg, 352 S.

ZEIEN, H.& BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. - In: Mitteilgn. Deut. Bodenkundl. Gesellschaft 59, I, S. 505-510

ZEZSCHWITZ, E.V. (1985): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. In: Geologisches Jahrbuch, Reihe F, Bodenkunde, Heft 20, 3-41

ZIECHMANN, W.; U. MÜLLER-WEGENER (1990): Bodenchemie, Mannheim, 326 S.

ZIECHMANN, W. (1980): Huminstoffe - Probleme, Methoden, Ergebnisse, Weinheim, Deerfield Beach, Florida, Basel

Anhang

Tabelle I	pH-Werte, el. Leitfähigkeit, Kohlenstoffwerte und Körnung der Oberböden und Tiefenprofile
Tabelle II	Organischer Kohlenstoff und Humusgehalte der Oberböden und Tiefenprofile
Tabelle III	Boden-pH-Werte bei Zugabe von Säure bzw. Base, Oberböden und iefenprofile
Tabelle IV	Wasserlösliche An- und Kationenkonzentrationen der Oberböden und Tiefenprofile nach DIN 38 4141 Teil 4 (S4); Angaben in mg/kg
Tabelle V	Ionenäquivalente an potentiellen Basen- und Säurenbildnern in den Oberböden und Tiefenprofilen (in mmol(eq)/kg Boden)
Tabelle VI	Säurelösliche Gehalte an Schwermetallen in den Oberböden und Tiefenprofilen in mg/kg nach DIN 38 414 Teil 7, S7-Eluat
Tabelle VII	Gehalte an Metallen in Oberböden und Tiefenprofilen bei Zugabe von Basenäquivalenten 200 mval (0,1 M HNO_3)
Tabelle VIII	Wasserlösliche Metallgehalte in den Oberböden und Tiefenprofilen in mg/kg nach DIN 38 414 Teil 4, S4-Eluat
Tabelle IX	Metallgehalte in den Oberböden und Tiefenprofilen bei Zugabe von Säureäquivalenten 200 mval ($CaCl_2$, NaOH; nach *Meiwes et al. 1984*); Angaben in mg/kg
Tabelle X	Metallbindungsformen im Boden anhand von Gehalten sequentieller Extraktionen nach einer Methode von *Zeien & Brümmer* (1989) in mg/kg

Tabelle I:

pH-Werte, el. Leitfähigkeit, Kohlenstoffwerte und Körnung der Oberböden und Profile 01 bis 04

			pH							*Körnung*		
Probe	**Art**	**Ent[1]**	**insitu**	**CaCl2**	**KCl**	**DOC**	**IC**	**DC**	**el.Lf.**	**T**	**U**	**S**
						mg/kg			**µS**	**%**		
B001	Ah	Bu30	4,32	4,34	4,53	421,2	20,1	441,1	25,1	29,6	68,7	3,5
B002	Ah	Bu30	4,65	4,65	4,81	416,1	31,6	447,7	31,3	28,6	68,2	3,2
B003	Ah	Ei100	5,98	5,99	6,08	500,5	69,1	569,6	26,4	30,6	66,0	3,4
B004	Ah	Ei30	4,89	4,87	5,12	431,8	36,8	468,6	27,8	29,7	67,1	3,6
B005	Ah	Ei30	4,67	4,66	4,89	451,6	30,6	482,2	41,5	28,4	67,2	3,4
B006	Ah	Ei30	4,44	4,42	4,81	461,8	21,2	483,0	51,3	27,9	68,4	3,2
B007	Ah	Ei10	3,74	3,78	4,08	500,4	4,12	504,6	29,8	28,2	68,5	3,6
B008	Ah	Bu10	4,45	4,45	4,75	501,6	28,7	530,3	26,1	28,6	67,2	3,8
B009	Ah	Bu100	5,22	5,21	5,38	432,1	48,6	480,7	28,2	28,6	67,1	3,9
B010	Ah	Bu100	5,11	5,13	5,32	468,5	67,1	535,6	28,3	29,1	66,9	3,3
B011	Ah	Ei30	4,66	4,65	4,91	491,6	32,1	523,7	41,5	28,2	66,8	3,2
B012	Ah	Ei30	4,32	4,34	4,72	507,8	23,7	531,5	40,6	29,9	67,5	3,6
B013	Ah	Bu30	3,98	4,01	4,51	413,3	12,32	425,9	28,1	30,6	67,9	3,5
B014	Ah	Ei30	4,02	3,98	4,42	433,5	10,46	444,1	34,5	29,4	67,7	3,6
B015	Ah	Bu100	5,66	5,62	5,92	502,1	78,1	580,1	37,1	28,7	67,5	3,1
B016	Ah	Ei100	4,98	4,98	5,31	539,1	47,6	586,7	33,2	30,2	67,2	3,2
B017	Ah	Ei30	4,09	4,11	4,77	501,6	12,1	513,7	31,8	29,9	66,5	4,0
B018	Ah	Ei100	5,13	5,12	5,46	522,1	62,6	584,7	29,9	28,9	66,9	3,1
B019	Ah	Bu30	3,88	3,87	4,49	489,6	2,1	491,7	31,9	29,1	68,1	3,5
B020	Ah	Bu100	4,86	4,87	4,92	549,2	34,8	584,0	41,2	29,6	67,2	3,2
B1	Ah	Bu100	5,68	5,71	5,92	548,7	61,7	610,4	38,8	29,4	67,8	3,6
B2	Ah	Bu30	3,94	3,93	4,1	488,1	9,4	497,5	38,7	29,6	67,3	3,3
B3	Ah	Bu100	5,12	5,11	5,38	431,2	51,2	482,4	35,1	29,1	68,5	3,5
B4	Ah	Ei30	3,92	3,92	4,09	601,2	14,1	615,3	37,8	28,2	68,1	4,1
B5	Ah	Ei100	4,98	4,95	5,12	632,1	48,2	680,3	32,1	28,3	66,3	3,6
B6	Ah	Es100	4,88	4,87	5,01	444,1	49,5	493,6	33,1	27,6	67,2	3,2
B13	Ah	Es10	3,72	3,73	4,32	468,2	12,1	480,3	25,1	27,6	68,0	4,1
B14	Ah	Es10	3,98	3,97	4,48	512,1	11,4	523,5	41,2	29,6	67,3	3,3
B15	Ah	Ei10	3,91	3,89	4,41	518,2	13,4	531,6	40,7	28,1	67,4	3,2
B16	Ah	Ei10	3,82	3,81	4,29	571,6	8,2	579,8	37,7	29,6	67,6	3,0
B48	Ah	Bu10	3,71	3,73	4,35	460,2	5,9	466,1	38,2	28,7	67,2	3,1
B49	Ah	Bu10	3,69	3,68	4,31	579,4	12,7	592,1	43,1	28,4	67,4	3,2
B50	Ah	Es30	4,22	4,21	4,61	388,6	16,8	405,4	51,2	29,1	68,0	3,8
B51	Ah	Es100	5,62	5,63	5,89	463,9	63,1	527,0	45,8	28,3	67,7	3,3
B52	Ah	Bu100	5,36	5,38	5,71	692,1	59,2	751,2	28,3	29,3	68,1	3,9
B53	Ah	Ei30	4,01	3,99	4,52	695,9	2,48	698,4	42,7	28,4	66,9	4,1
B54	Ah	Bu30	4,32	4,33	4,67	549,7	0,12	549,8	42,9	28,1	66,5	4,1
B55	Ah	Bu100	5,12	5,1	5,29	585,7	42,6	628,3	51,3	29,1	67,2	4,0
B56	Ah	Ei100	4,67	4,66	4,83	769,4	32,1	801,5	41,8	30,6	67,4	3,6
B57	Ah	Bu100	5,98	5,99	6,08	641,3	81,4	722,7	37,5	29,6	67,5	3,1
B58	Ah	Ei100	6,12	6,15	6,22	568,7	80,6	649,3	38,2	28,1	68,2	3,0
B59	Ah	Es30	4,31	4,3	4,62	590,3	14,1	604,4	33,6	28,6	68,0	3,8
B60	Ah	Es30	4,21	4,18	4,48	519,3	15,2	535,0	37,1	29,4	67,9	3,7
B61	Ah	Es30	4,08	4,08	4,41	577,3	6,8	584,1	29,1	32,1	67,8	3,2
B62	Ah	Es30	4,11	4,12	4,42	531,1	8,01	539,1	34,3	32,6	68,0	3,6

B63	10		5,01	5,09	5,11	542,5	82,7	625,0	20,1	35,2	60,9	3,9
B64	20		3,82	3,81	3,86	329,8	0	329,8	21,3	51,8	45,2	3,4
B65	30		3,52	3,54	3,72	263,1	0	263,0	28,4	51,8	44,6	3,5
B66	40		3,94	3,92	4,11	150,4	0	150,4	26,1	58,4	37,0	4,6
B67	50		4,52	4,57	4,71	116,6	0	116,6	33,1	61,5	35,0	3,6
B68	60		4,73	4,75	4,82	113,1	7,18	120,2	45,4	57,3	37,3	5,4
B69	70		5,21	5,19	5,33	82,8	1,46	84,2	37,2	53,7	40,4	5,9
B70	80		5,41	5,36	5,52	60,3	3,92	64,2	32,2	48,2	44,9	6,9
B71	90		5,54	5,51	5,53	47,7	6,08	53,8	49,2	48,6	45,3	6,1
B72	100		5,61	5,68	5,72	49,7	2,17	52,8	72,3	49,0	45,9	5,1
B163	10		5,66	5,72	5,86	537,1	81,6	618,7	54,1	37,1	59,5	3,4
B164	20		4,36	4,39	4,79	321,6	0	321,6	44,8	51,6	44,9	3,5
B165	30		3,81	3,82	4,27	258,1	0	258	50,8	51,3	44,4	4,3
B166	40		4,15	4,18	4,26	161,2	0	161,2	64,8	58,3	35,1	6,6
B167	50		4,78	4,81	4,92	121,6	0	121,6	83,1	60,9	36,2	2,9
B168	60		5,02	5,01	5,12	114,5	7,21	121,7	105,8	56,2	36,8	7,0
B169	70		5,22	5,25	5,33	90,4	2,01	92,4	118,1	52,1	39,2	8,7
B170	80		5,41	5,43	5,49	66,2	3,98	70,2	120,8	48,4	44,6	7,0
B171	90		5,44	5,49	5,55	48,1	5,81	53,9	138,8	48,8	44,9	6,3
B172	100		5,49	5,58	5,66	48,9	2,09	50,9	180,5	49,1	45,8	5,1
B262	0-2		4,81	4,85	4,97	346,2	26,5	372,7	32,5	32,5	61,2	6,3
B263	10		4,39	4,41	4,68	499,6	51,1	550,7	44,6	37,5	58,9	3,6
B264	20		4,04	4,08	4,53	289,3	0	289,3	39,5	51,2	44,9	3,9
B265	30		3,92	3,93	4,38	257,6	0	257,6	42,5	51,5	43,2	5,3
B266	40		4,34	4,33	4,62	156,2	0	156,2	50,3	59,1	33,9	7,0
B267	50		4,48	4,48	4,69	134,5	0,6	135,1	65,2	60,6	36,7	2,7
B268	60		4,71	4,69	4,79	110,3	3,25	133,6	82,6	56,1	36,9	7,0
B269	70		4,64	4,64	4,88	91,2	1,66	92,9	88,5	51,6	40,1	8,3
B270	80		4,82	4,83	4,92	58,9	2,53	61,4	87,5	48,1	44,8	6,9
B271	90		4,98	5,01	5,13	55,6	2,98	58,6	88,2	48,4	45,4	6,4
B272	100		5,12	5,15	5,17	52,3	0,95	53,2	150,6	49,0	46,0	5,0
B362	0-2		4,62	4,65	4,82	256,3	23,1	279,4	29,5	31,6	62,1	6,3
B363	10		4,45	4,41	4,73	352,6	62,3	414,9	44,6	36,1	60,2	3,7
B364	20		4,09	4,12	4,48	246,3	0,12	246,4	33,5	50,8	46,3	3,5
B365	30		3,74	3,73	4,32	224,8	0	224,8	40,1	52,6	44,5	2,9
B366	40		3,98	4,02	4,36	132,6	0	132,6	53,6	58,8	36,6	4,6
B367	50		4,46	4,47	4,62	122,3	0	122,3	66,2	60,2	35,7	4,1
B368	60		4,69	4,71	4,86	98,6	2,01	100,6	86,5			
B369	70		4,84	4,82	4,92	78,5	0,56	79,1	90,2			
B370	80		4,99	4,93	5,06	44,6	2,11	46,7	85,6			
B371	90		5,07	5,11	5,13	42,3	2,56	44,9	88,9			
B372	100		5,12	5,13	5,16	44,6	0,09	44,7	151,2			

[1] Entfernung(10, 30, 100 cm) vom Stamm einer Eiche (Ei), Buche (Bu) oder Esche (Es)

Tabelle II:

Organischer Kohlenstoff und Humusgehalte der Oberböden und Tiefenprofile

P	Datum	Tiefe	Ent[1]	org.C (%)	Humus (%)
B001	Aug 96	Ah	Bu30	5,45	10,89
B002	Aug 96	Ah	Bu30	5,78	11,56
B003	Aug 96	Ah	Ei100	4,77	9,55
B004	Aug 96	Ah	Ei30	4,14	8,29
B005	Aug 96	Ah	Ei30	5,16	10,33
B006	Aug 96	Ah	Ei30	5,32	10,65
B007	Aug 96	Ah	Ei10	5,51	11,02
B008	Aug 96	Ah	Bu10	5,32	10,63
B009	Aug 96	Ah	Bu100	5,43	10,87
B010	Aug 96	Ah	Bu100	4,92	9,85
B011	Aug 96	Ah	Ei30	4,72	9,45
B012	Aug 96	Ah	Ei30	4,94	9,87
B013	Aug 96	Ah	Bu30	4,32	8,65
B014	Aug 96	Ah	Ei30	3,94	7,89
B015	Aug 96	Ah	Bu100	4,49	8,99
B016	Aug 96	Ah	Ei100	5,18	10,36
B017	Aug 96	Ah	Ei30	5,62	11,25
B018	Aug 96	Ah	Ei100	6,18	12,36
B019	Aug 96	Ah	Bu30	5,18	10,36
B020	Aug 96	Ah	Bu100	5,39	10,78
B1	Jun 96	Ah	Bu100	5,28	10,56
B2	Jun 96	Ah	Bu30	4,94	9,89
B3	Jun 96	Ah	Bu100	4,44	8,98
B4	Jun 96	Ah	Ei30	4,63	9,27
B5	Jun 96	Ah	Ei100	4,82	9,63
B6	Jun 96	Ah	Es100	5,18	10,36
B13	Jun 96	Ah	Es10	4,49	8,99
B14	Jun 96	Ah	Es10	4,61	9,21
B15	Jun 96	Ah	Ei10	4,68	9,36
B16	Jun 96	Ah	Ei10	4,94	9,88
B48	Sep 96	Ah	Bu10	5,78	11,56
B49	Sep 96	Ah	Bu10	6,81	13,63
B50	Sep 96	Ah	Es30	4,02	8,05
B51	Sep 96	Ah	Es100	4,07	8,14
B52	Sep 96	Ah	Bu100	4,61	9,21
B53	Sep 96	Ah	Ei30	5,31	10,36
B54	Sep 96	Ah	Bu30	3,99	7,98
B55	Sep 96	Ah	Bu100	4,78	9,56
B56	Sep 96	Ah	Ei100	4,22	8,45
B57	Sep 96	Ah	Bu100	4,66	9,33
B58	Sep 96	Ah	Ei100	4,62	9,24
B59	Sep 96	Ah	Es30	4,28	8,55
B60	Sep 96	Ah	Es30	4,49	8,96
B61	Sep 96	Ah	Es30	5,18	10,36
B62	Sep 96	Ah	Es30	4,82	9,63
B63	Okt 96	10		7,04	7,04
B64	Okt 96	20		3,46	3,46
B65	Okt 96	30		3,32	3,32

B66	Okt 96	40		3,34	3,34
B67	Okt 96	50		3,07	3,07
B68	Okt 96	60		2,95	2,95
B69	Okt 96	70		3,12	3,12
B70	Okt 96	80		2,58	2,58
B71	Okt 96	90		2,64	2,64
B72	Okt 96	100		2,74	2,74
B163	Feb 97	10		8,15	8,15
B164	Feb 97	20		4,05	4,05
B165	Feb 97	30		3,36	3,36
B166	Feb 97	40		3,28	3,28
B167	Feb 97	50		3,21	3,21
B168	Feb 97	60		3,05	3,05
B169	Feb 97	70		3,08	3,08
B170	Feb 97	80		2,99	2,99
B171	Feb 97	90		2,56	2,56
B172	Feb 97	100		2,88	2,88
B262	Jun 97	0-2		5,23	5,23
B263	Jun 97	10		9,85	9,85
B264	Jun 97	20		5,66	5,66
B265	Jun 97	30		4,25	4,25
B266	Jun 97	40		4,23	4,23
B267	Jun 97	50		4,12	4,12
B268	Jun 97	60		3,98	3,98
B269	Jun 97	70		4,15	4,15
B270	Jun 97	80		3,91	3,91
B271	Jun 97	90		2,89	2,89
B272	Jun 97	100		3,06	3,06
B362	Jul 97	0-2		6,01	6,01
B363	Jul 97	10		10,36	10,36
B364	Jul 97	20		6,23	6,23
B365	Jul 97	30		4,89	4,89
B366	Jul 97	40		4,56	4,56
B367	Jul 97	50		4,23	4,23
B368	Jul 97	60		4,11	4,11
B369	Jul 97	70		4,35	4,35
B370	Jul 97	80		4,02	4,02
B371	Jul 97	90		3,56	3,56
B372	Jul 97	100		2,98	2,98

Tabelle III:

Boden-pH-Werte bei Zugabe von Säure bzw. Base, Oberböden und Tiefenprofile

Probe	*SNK pH-Wert*			*BNK pH-Wert*				
	200*	50	in	10	20	50	100	200
pH	3,01	3,52	situ	11,04	11,45	11,76	12,02	12,12
B001	3,92	4,18	4,32	4,44	4,85	5,25	5,89	6,89
B002	4,21	4,49	4,65	4,69	4,96	5,21	5,86	6,74
B003	5,21	5,47	5,98	5,99	6,22	6,45	6,75	6,98
B004	4,18	4,57	4,89	4,91	5,36	5,98	6,22	6,44
B005	4,02	4,29	4,67	4,71	5,23	5,74	6,01	6,45
B006	3,98	4,11	4,44	4,59	4,98	5,66	5,99	6,21
B007	3,31	3,62	3,74	3,77	4,35	4,98	5,54	6,22
B008	3,95	4,26	4,45	4,45	4,87	5,22	5,66	6,13
B009	4,68	4,98	5,22	5,32	5,76	6,02	6,12	6,32
B010	4,62	4,82	5,11	5,19	5,45	5,98	6,21	6,48
B011	4,13	4,32	4,66	4,65	5,12	5,43	5,78	6,32
B012	3,87	4,09	4,32	4,32	4,78	5,21	5,86	6,35
B013	3,44	3,78	3,98	4,03	4,42	4,79	5,02	5,98
B014	3,61	3,85	4,02	4,18	4,55	4,92	5,41	6,08
B015	4,99	5,23	5,66	5,71	5,89	6,02	6,31	6,48
B016	4,31	4,57	4,98	5,07	5,31	5,62	5,88	6,24
B017	3,55	3,88	4,09	4,13	4,38	4,61	5,09	5,71
B018	4,62	4,89	5,13	5,22	5,47	5,82	6,17	6,51
B019	3,49	3,71	3,88	4,01	4,41	4,88	5,38	5,92
B020	4,22	4,73	4,86	4,99	5,21	5,62	5,83	6,09
B1	5,01	5,21	5,68	5,69	5,81	5,98	6,21	6,41
B2	3,48	3,87	3,94	4,11	4,42	4,88	5,38	5,77
B3	4,82	5,09	5,12	5,21	5,38	5,72	5,91	6,18
B4	3,61	3,87	3,92	4,08	4,44	4,71	5,12	5,59
B5	4,62	4,79	4,98	5,06	5,31	5,71	5,99	6,13
B6	4,48	4,73	4,88	4,97	5,21	5,55	5,83	6,66
B13	3,56	3,68	3,72	3,92	4,41	4,87	5,09	5,97
B14	3,51	3,88	3,98	4,11	4,51	4,98	5,12	5,98
B15	3,44	3,67	3,91	4,15	4,52	4,97	5,25	6,01
B16	3,42	3,71	3,82	4,08	4,49	4,99	5,17	5,97
B48	3,38	3,58	3,71	4,09	4,48	5,01	5,16	5,89
B49	3,39	3,49	3,69	4,06	4,39	4,91	5,11	5,82
B50	3,88	4,12	4,22	4,28	4,51	4,99	5,21	5,64
B51	5,08	5,41	5,62	5,66	5,81	5,92	6,21	6,48
B52	5,01	5,25	5,36	5,42	5,62	5,91	6,25	6,56
B53	3,71	3,91	4,01	4,12	4,41	5,02	5,31	5,99
B54	4,02	4,26	4,32	4,41	4,72	5,11	5,41	6,22
B55	4,91	5,06	5,12	5,16	5,35	5,62	5,81	6,33
B56	4,11	4,37	4,67	4,79	5,01	5,44	5,82	6,29
B57	5,42	5,86	5,98	5,99	6,19	6,39	6,77	6,99
B58	5,71	5,98	6,12	6,14	6,29	6,46	6,81	7,03
B59	3,98	4,22	4,31	4,48	4,73	5,08	5,49	6,11
B60	3,97	4,18	4,21	4,32	4,62	4,98	5,21	5,92
B61	3,69	3,88	4,08	4,21	4,41	4,77	4,89	5,41
B62	3,89	4,03	4,11	4,22	4,51	4,89	5,02	5,51
B63	4,84	5,08	5,01	6,16	6,21	6,39	6,57	7,27
B64	3,56	3,73	3,82	5,04	4,91	5,39	5,92	7,26

B65	3,42	3,62	3,52	4,96	4,82	5,38	6,15	7,67
B66	3,84	4,12	3,94	5,39	5,35	6,33	7,25	8,43
B67	4,56	4,89	4,52	6,21	6,24	7,24	7,87	8,78
B68	5,02	5,33	4,73	6,67	6,67	7,64	8,16	9,01
B69	5,16	5,51	5,21	6,95	6,81	7,95	8,42	9,43
B70	5,42	5,69	5,41	7,27	7,18	8,17	8,61	9,62
B71	5,56	5,88	5,54	7,36	7,25	8,19	8,62	9,59
B72	5,67	5,99	5,61	7,32	7,28	8,21	8,66	9,54
B163	5,01	5,42	5,66	5,71	5,78	6,64	6,91	7,81
B164	3,99	4,28	4,36	4,42	4,91	5,46	6,23	7,02
B165	3,52	3,71	3,81	3,82	3,86	4,71	5,12	6,28
B166	3,81	3,98	4,15	4,18	4,26	4,98	5,53	7,01
B167	4,41	4,71	4,78	4,82	4,83	5,42	5,89	7,42
B168	4,66	4,93	5,02	5,12	5,11	5,92	6,39	7,84
B169	4,81	4,98	5,22	5,18	5,26	6,11	6,61	8,09
B170	5,02	5,38	5,41	5,48	5,51	6,21	6,98	8,25
B171	5,04	5,37	5,44	5,61	5,63	6,42	6,88	8,32
B172	5,09	5,41	5,49	5,49	5,59	6,51	6,92	8,44
B262	4,37	4,67	4,81	4,92	4,98	5,73	6,21	7,38
B263	3,98	4,31	4,39	4,45	4,52	5,38	5,93	7,04
B264	3,58	3,72	4,04	4,12	4,31	5,12	5,48	6,51
B265	3,51	3,71	3,92	4,05	4,21	5,01	5,41	6,32
B266	3,99	4,27	4,34	4,41	4,49	5,27	5,59	6,88
B267	4,11	4,31	4,48	4,51	4,58	5,41	5,73	6,99
B268	4,32	4,68	4,71	4,75	4,81	5,72	6,31	7,39
B269	4,28	4,59	4,64	4,68	4,72	5,68	6,08	7,04
B270	4,44	4,74	4,82	4,87	4,91	5,83	6,49	7,32
B271	4,56	4,79	4,98	5,11	5,21	6,45	6,92	8,05
B272	4,71	4,91	5,12	5,13	5,44	6,03	7,14	8,45
B362	4,12	4,29	4,62	4,69	4,82	5,42	5,88	6,23
B363	4,06	4,15	4,45	4,44	4,62	5,26	5,67	6,03
B364	3,62	3,82	4,09	4,12	4,23	4,88	5,45	5,98
B365	3,49	3,61	3,74	3,72	3,99	4,36	4,89	5,69
B366	3,55	3,78	3,98	4,05	4,23	5,02	5,78	6,89
B367	3,99	4,23	4,46	4,51	4,82	5,55	6,02	7,02
B368	4,21	4,47	4,69	4,68	4,89	5,62	6,18	7,22
B369	4,42	4,59	4,84	4,89	5,12	5,89	6,48	7,23
B370	4,59	4,77	4,99	5,01	5,26	5,99	6,51	7,45
B371	4,68	4,81	5,07	5,12	5,32	6,01	6,72	7,44
B372	4,69	4,91	5,12	5,14	5,48	6,33	6,89	8,01

* bedeutet: mmol Äquivalentlösung / kg Boden TG

Tabelle IV:

Wasserlösliche An- und Kationenkonzentrationen der Oberböden und Tiefenprofile nach DIN 38 4141 Teil 4 (S4) - 5g Boden auf 125ml dest. H_2O 24h geschüttelt - in mg/kg

Probe	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	Fe	Cl	NO_3	NO_2	SO_4	Fl
B001	46,3	28,2	44,6	31,8	35,6	2,08	13,6	21,05	130,6	2,5	112,6	0,35
B002	39,5	29,7	37,3	25,9	30,5	4,27	19,5	21,55	122,8	2,8	104,4	0,45
B003	81,2	28,1	38,5	26,8	22,1	2,88	21,6	18,25	73,6	2,9	65,9	0,71
B004	61,3	29,2	31,6	33,5	26,2	1,98	22,7	16,51	91,4	2,1	75,9	0,65
B005	56,3	8,04	27,2	36,8	27,5	2,24	18,6	17,55	112,9	1,6	78,4	0,31
B006	45,8	30,6	41,6	21,5	34,2	2,61	16,4	16,08	103,1	2,1	81,7	0,41
B007	21,6	21,7	42,7	26,3	54,8	3,68	12,5	18,21	146,3	2,2	88,4	0,29
B008	41,2	25,2	38,5	28,5	16,2	4,55	18,6	17,58	89,5	1,7	84,5	0,28
B009	59,7	35,1	31,6	29,5	24,1	4,32	18,7	21,06	71,4	1,6	71,6	0,27
B010	51,2	32,6	47,2	31,6	26,2	2,16	21,6	21,77	107,5	1,6	77,7	0,41
B011	44,3	19,2	43,6	32,5	18,7	2,27	28,1	19,51	78,5	2,8	65,6	0,42
B012	39,6	31,3	41,2	21,7	31,6	2,81	29,7	20,01	73,7	2,2	91,8	0,38
B013	30,2	17,4	86,35	21,22	37,5	2,27	29,65	20,98	142,3	2,1	102,6	0,48
B014	35,6	16,57	35,27	28,93	35,33	1,37	9,38	20,06	135,6	2,6	95,6	0,57
B015	81,4	12,28	22,81	27,15	23,51	7,74	9,63	13,22	92,7	2,1	96,7	0,66
B016	53,8	10,99	22,91	19,22	32,52	7,92	5,71	19,16	110,4	2,9	101,5	0,81
B017	42,1	14,08	52,25	29,11	28,7	4,47	15,9	14,07	102,1	2,8	109,5	0,25
B018	56,3	8,41	21,79	30,21	27,51	8,83	8,94	18,44	121,5	2,9	98,1	0,27
B019	12,3	14,58	44,42	28,21	24,66	3,38	12,63	17,42	99,5	1,6	75,5	0,19
B020	80,6	12,05	18,08	31,05	19,56	4,06	3,18	21,06	79,8	0,9	66,7	0,31
B1	102,6	30,3	56,25	20,75	16,64	2,24	15,27	20,71	111,4	2,9	91,5	0,34
B2	21,5	23,05	61,3	19,5	29,6	1,77	3,86	19,01	145,6	2,2	106,3	0,51
B3	81,5	12,5	44,95	34,2	37,5	0,88	8,06	21,05	99,7	2,1	71,8	0,26
B4	19,2	15,1	43,31	18,1	44,5	1,78	13,11	23,11	127,5	1,8	69,5	0,33
B5	82,8	13,9	43,48	19,4	24,6	2,71	17,75	17,08	106,5	1,7	79,6	0,42
B6	44,6	19,5	43,5	22,1	27,1	2,51	18,9	17,67	81,6	2,2	91,8	0,58
B13	17,2	22,6	45,1	29,7	46,2	2,78	22,9	18,06	123,6	2,3	102,6	0,55
B14	13,2	27,6	42,6	30,1	35,6	2,61	23,8	20,18	126,3	2,5	115,6	0,28
B15	10,6	29,5	28,6	30,5	58,9	1,81	28,1	21,02	144,5	2,6	103,6	0,37
B16	22,6	28,1	31,5	32,6	29,5	2,01	16,5	21,46	109,5	3,0	96,4	0,52
B48	10,8	16,2	36,7	17,2	33,6	2,18	31,5	20,47	110,2	3,1	97,1	0,41
B49	22,6	18,5	32,5	13,2	24,5	2,37	16,7	18,88	136,2	2,3	110,4	0,47
B50	38,5	13,35	33,6	10,6	19,9	2,25	16,3	17,31	73,2	1,2	69,2	0,51
B51	107,5	14,05	31,6	22,6	65,8	1,38	48,4	14,72	89,2	3,1	93,4	0,91
B52	84,6	21,2	25,6	10,8	30,6	1,6	39,2	13,51	85,6	2,5	83,1	1,21
B53	40,5	17,6	44,4	22,6	48,7	2,92	38,3	14,75	115,6	0,6	75,8	0,42
B54	36,9	17,2	33,1	21,6	31,6	2,99	19,2	16,71	87,5	2,3	81,6	0,92
B55	64,6	18,5	34,7	28,1	30,7	2,16	30,1	17,58	81,6	2,2	92,7	0,88
B56	67,5	21,2	27,6	22,4	22,1	3,05	28,2	20,06	93,8	2,5	88,6	0,81
B57	94,5	26,7	22,1	22,5	22,6	1,99	28,1	16,21	97,5	2,6	87,5	0,19
B58	114,6	32,1	28,5	17,1	24,9	3,01	19,6	21,07	92,6	2,4	88,4	0,21
B59	32,6	28,2	28,7	18,5	24,7	2,05	17,1	17,88	121,6	3,3	78,3	0,29
B60	27,8	29,1	36,1	14,7	23,9	2,61	16,5	17,07	106,6	3,1	68,6	0,44
B61	31,5	26,2	30,5	30,1	38,6	2,77	22,6	18,04	112,6	2,7	103,6	0,51
B62	33,6	21,5	32,4	21,7	41,2	2,65	8,91	18,08	108,6	2,3	104,4	0,66
B63	68,31	33,4	14,6	43,51	46,77	6,76	64,4	24,12	21,04	2,2	158,2	1,26
B64	47,68	20,1	7,52	79,86	36,53	4,17	34,6	22,18	2,95	0	229,7	0,92
B65	41,69	16,5	6,63	40,15	11,46	5,11	17,9	28,04	2,03	0	238,1	0,37

B66	32,25	19,8	4,74	41,14	28,84	2,25	11,9	28,86	1,81	0	275,7	0,18
B67	39,53	27,1	3,36	40,8	26,75	0,59	26,9	29,36	1,56	0,52	294,3	0,52
B68	76,94	40,8	2,69	40,3	13,76	1,05	2,1	28,58	6,16	0	307,7	0,96
B69	48,12	43,2	2,78	31,63	38,4	1,01	13,4	27,77	4,41	0,37	308,9	0,76
B70	48,29	35,1	2,05	33,67	15,81	0,45	2,9	31,45	8,34	0,12	386,2	1,38
B71	87,87	48,1	1,84	44,75	13,41	0,06	2,1	35,67	8,82	0,41	494,7	0,58
B72	348,6	194,5	2,28	60,07	4,54	0,27	0	34,78	9,29	0,55	744,7	1,69
B163	51,6	32,6	15,8	44,5	51,3	8,06	78,1	21,06	24,08	3,06	147,1	1,61
B164	40,9	19,5	8,74	91,2	41,2	7,21	29,2	20,11	5,81	0,12	199,5	1,01
B165	40,1	18,3	8,16	50,6	13,8	4,11	21,3	24,08	5,44	0,06	206,8	0,42
B166	31,5	20,1	3,88	52,7	32,1	3,05	16,5	25,06	5,38	0	251,7	0,21
B167	35,1	31,6	3,12	52,1	30,8	1,01	14,1	25,34	3,21	1,23	276,6	0,71
B168	68,9	38,5	2,21	51,9	21,2	1,21	31,5	25,21	4,68	0,14	298,4	0,82
B169	42,6	40,6	2,43	40,6	28,1	1,38	8,3	23,88	4,71	0,63	300,1	0,81
B170	44,1	41,2	1,81	46,1	16,2	0,96	21,4	26,01	10,09	0,45	310,4	1,21
B171	74,5	39,2	1,72	48,2	16,1	0,72	7,5	26,98	14,24	1,03	330,8	1,08
B172	291,2	178,1	3,05	81,2	10,3	1,83	1,6	26,97	51,6	1,56	674,1	2,02
B262	29,1	16,1	43,6	30,6	28,6	4,06	27,1	16,06	52,1	12,36	81,6	1,77
B263	29,9	17,5	21,5	31,2	29,7	4,67	29,5	16,09	21,6	1,23	101,5	1,21
B264	22,6	12,3	22,1	40,5	22,1	4,01	6,21	14,08	22,01	0,01	107,4	0,28
B265	21,4	11,9	16,8	32,1	14,6	3,22	5,98	17,17	20,6	0	108,5	0,07
B266	18,1	12,1	17,5	33,6	19,3	2,91	5,42	17,44	16,5	0	121,6	0,01
B267	19,1	13,5	15,9	32,4	18,4	0,92	5,38	17,38	17,1	0,63	127,6	0,62
B268	27,1	16,1	16,1	31,5	16,5	0,91	8,44	16,51	21,8	0	168,1	0,58
B269	21,2	17,5	17,8	25,1	16,8	1,05	3,61	13,66	26,4	0,02	169,5	0,24
B270	21,6	17,8	15,3	33,6	16,1	0,81	6,21	15,09	26,4	0	210,1	0,78
B271	30,8	15,1	14,1	34,1	15,6	0,77	4,41	15,48	26,9	0,56	221,4	0,81
B272	298,5	142,6	23,6	47,6	10,4	0,99	0,98	16,01	44,5	0,86	416,8	1,61
B362	30,5	16,8	44,6	30,7	27,8	3,99	30,2	15,86	53,1	14,56	76,2	2,12
B363	31,8	18,5	23,6	30,9	28,9	4,36	31,5	15,92	22,6	1,56	95,6	1,56
B364	24,1	12,7	25,3	4,06	21,5	3,92	7,14	15,01	22,89	0,33	98,6	0,48
B365	23,6	11,5	18,5	32,6	13,2	3,05	6,52	19,66	20,63	0,12	102,3	0,12
B366	20,1	12,6	19,1	33,5	19,6	2,69	6,33	20,01	17,05	0	111,3	0
B367	21,3	12,9	17,5	31,9	18,2	0,82	6,32	19,84	17,2	0,95	115,3	1,26
B368	32,6	16,8	18,2	31,2	15,8	0,79	9,25	18,55	22,6	0	136,2	1,32
B369	26,3	18,5	18,9	25,6	16,2	0,98	4,62	14,62	27,05	0,42	142,3	0,58
B370	26,4	19,1	16,3	34,1	15,7	0,58	6,74	14,89	27,63	0	163,2	1,84
B371	36,9	16,5	15,5	34,8	15,1	0,52	5,62	15,86	28,5	1,22	164,2	2,01
B372	279,5	153,6	27,8	51,2	9,78	0,91	1,22	17,02	45,6	1,62	317,7	2,36

Tabelle V:

Ionenäquivalente an potentiellen Basen- und Säurenbildnern in den Oberböden und Tiefenprofilen (in mmol(eq)/kg Boden)

Probe	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Cl	NO_3	SO_4
B001	2,31	2,32	1,14	1,38	0,08	0,49	0,59	2,10	2,34
B002	1,97	2,44	0,95	1,13	0,16	0,70	0,61	1,98	2,17
B003	4,05	2,31	0,99	1,17	0,10	0,77	0,51	1,18	1,37
B004	3,06	2,40	0,81	1,46	0,07	0,81	0,47	1,47	1,58
B005	2,81	0,66	0,70	1,60	0,08	0,67	0,49	1,82	1,63
B006	2,29	2,52	1,06	0,94	0,10	0,59	0,45	1,66	1,70
B007	1,08	1,78	1,09	1,14	0,13	0,45	0,51	2,36	1,84
B008	2,06	2,07	0,99	1,24	0,17	0,67	0,50	1,44	1,76
B009	2,98	2,89	0,81	1,28	0,16	0,67	0,59	1,15	1,49
B010	2,55	2,68	1,21	1,37	0,08	0,77	0,61	1,73	1,62
B011	2,21	1,58	1,12	1,41	0,08	1,01	0,55	1,26	1,36
B012	1,98	2,57	1,05	0,94	0,10	1,06	0,56	1,19	1,91
B013	1,51	1,43	2,21	0,92	0,08	1,06	0,59	2,29	2,13
B014	1,78	1,36	0,90	1,26	0,05	0,34	0,57	2,18	1,99
B015	4,06	1,01	0,58	1,18	0,28	0,34	0,37	1,49	2,01
B016	2,68	0,90	0,59	0,84	0,29	0,20	0,54	1,78	2,11
B017	2,10	1,16	1,34	1,27	0,16	0,57	0,40	1,64	2,28
B018	2,81	0,69	0,56	1,31	0,32	0,32	0,52	1,96	2,04
B019	0,61	1,20	1,14	1,23	0,12	0,45	0,49	1,60	1,57
B020	4,02	0,99	0,46	1,35	0,15	0,11	0,59	1,28	1,39
B1	5,12	2,49	1,44	0,90	0,08	0,55	0,58	1,79	1,90
B2	1,07	1,89	1,57	0,85	0,06	0,14	0,54	2,34	2,21
B3	4,07	1,03	1,15	1,49	0,03	0,29	0,59	1,61	1,49
B4	0,96	1,24	1,11	0,79	0,06	0,47	0,65	2,05	1,45
B5	4,13	1,14	1,11	0,84	0,10	0,64	0,48	1,71	1,66
B6	2,23	1,60	1,11	0,96	0,09	0,68	0,50	1,31	1,91
B13	0,86	1,86	1,15	1,29	0,10	0,82	0,51	1,99	2,13
B14	0,66	2,27	1,09	1,31	0,10	0,85	0,57	2,03	2,40
B15	0,53	2,42	0,73	1,33	0,07	1,01	0,59	2,33	2,15
B16	1,13	2,31	0,81	1,42	0,07	0,59	0,61	1,76	2,01
B48	0,54	1,33	0,94	0,75	0,08	1,13	0,58	1,77	2,02
B49	1,13	1,52	0,83	0,57	0,09	0,60	0,53	2,19	2,30
B50	1,92	1,10	0,86	0,46	0,08	0,58	0,49	1,18	1,44
B51	5,36	1,15	0,81	0,98	0,05	1,73	0,42	1,44	1,94
B52	4,22	1,74	0,66	0,47	0,06	1,40	0,38	1,38	1,73
B53	2,02	1,45	1,14	0,98	0,11	1,37	0,42	1,86	1,58
B54	1,84	1,41	0,85	0,94	0,11	0,69	0,47	1,41	1,70
B55	3,22	1,52	0,89	1,22	0,08	1,08	0,50	1,31	1,93
B56	3,37	1,74	0,71	0,97	0,11	1,01	0,57	1,51	1,84
B57	4,72	2,19	0,57	0,98	0,07	1,01	0,46	1,57	1,82
B58	5,72	2,64	0,73	0,74	0,11	0,70	0,59	1,49	1,84
B59	1,63	2,32	0,73	0,80	0,07	0,61	0,50	1,96	1,63
B60	1,39	2,39	0,92	0,64	0,10	0,59	0,48	1,72	1,43
B61	1,57	2,15	0,78	1,31	0,10	0,81	0,51	1,81	2,15
B62	1,68	1,77	0,83	0,94	0,10	0,32	0,51	1,75	2,17
B63	3,41	2,75	0,37	1,89	0,25	2,31	0,68	0,34	3,29
B64	2,38	1,65	0,19	3,47	0,15	1,24	0,63	0,05	4,78

B65	2,08	1,36	0,17	1,75	0,19	0,64	0,79	0,03	4,95
B66	1,61	1,63	0,12	1,79	0,08	0,43	0,81	0,03	5,73
B67	1,97	2,23	0,09	1,77	0,02	0,96	0,83	0,03	6,12
B68	3,84	3,35	0,07	1,75	0,04	0,08	0,81	0,10	6,40
B69	2,40	3,55	0,07	1,38	0,04	0,48	0,78	0,07	6,43
B70	2,41	2,89	0,05	1,46	0,02	0,10	0,89	0,13	8,03
B71	4,38	3,95	0,05	1,95	0,00	0,08	1,01	0,14	10,29
B72	17,40	15,99	0,06	2,61	0,01	0,00	0,98	0,15	15,49
B163	2,57	2,68	0,40	1,94	0,29	2,80	0,59	0,39	3,06
B164	2,04	1,60	0,22	3,97	0,26	1,05	0,57	0,09	4,15
B165	2,00	1,50	0,21	2,20	0,15	0,76	0,68	0,09	4,30
B166	1,57	1,65	0,10	2,29	0,11	0,59	0,71	0,09	5,24
B167	1,75	2,60	0,08	2,27	0,04	0,50	0,71	0,05	5,75
B168	3,44	3,16	0,06	2,26	0,04	1,13	0,71	0,08	6,21
B169	2,13	3,34	0,06	1,77	0,05	0,30	0,67	0,08	6,24
B170	2,20	3,39	0,05	2,01	0,03	0,77	0,73	0,16	6,46
B171	3,72	3,22	0,04	2,10	0,03	0,27	0,76	0,23	6,88
B172	14,53	14,64	0,08	3,53	0,07	0,06	0,76	0,83	14,02
B262	1,45	1,32	1,12	1,33	0,15	0,97	0,45	0,84	1,70
B263	1,49	1,44	0,55	1,36	0,17	1,06	0,45	0,35	2,11
B264	1,13	1,01	0,57	1,76	0,15	0,22	0,40	0,35	2,23
B265	1,07	0,98	0,43	1,40	0,12	0,21	0,48	0,33	2,26
B266	0,90	0,99	0,45	1,46	0,11	0,19	0,49	0,27	2,53
B267	0,95	1,11	0,41	1,41	0,03	0,19	0,49	0,28	2,65
B268	1,35	1,32	0,41	1,37	0,03	0,30	0,47	0,35	3,50
B269	1,06	1,44	0,46	1,09	0,04	0,13	0,39	0,43	3,53
B270	1,08	1,46	0,39	1,46	0,03	0,22	0,43	0,43	4,37
B271	1,54	1,24	0,36	1,48	0,03	0,16	0,44	0,43	4,61
B272	14,90	11,72	0,60	2,07	0,04	0,04	0,45	0,72	8,67
B362	1,52	1,38	1,14	1,34	0,15	1,08	0,45	0,85	1,58
B363	1,59	1,52	0,60	1,34	0,16	1,13	0,45	0,36	1,99
B364	1,20	1,04	0,65	0,18	0,14	0,26	0,42	0,37	2,05
B365	1,18	0,95	0,47	1,42	0,11	0,23	0,55	0,33	2,13
B366	1,00	1,04	0,49	1,46	0,10	0,23	0,56	0,27	2,32
B367	1,06	1,06	0,45	1,39	0,03	0,23	0,56	0,28	2,40
B368	1,63	1,38	0,47	1,36	0,03	0,33	0,52	0,36	2,83
B369	1,31	1,52	0,48	1,11	0,04	0,17	0,41	0,44	2,96
B370	1,32	1,57	0,42	1,48	0,02	0,24	0,42	0,44	3,39
B371	1,84	1,36	0,40	1,51	0,02	0,20	0,45	0,46	3,42
B372	13,95	12,63	0,71	2,23	0,03	0,04	0,48	0,73	6,61

Umrechnungsfaktoren:

1 mg/kg Ca - 0,0499 mmol(eq)/l
1 mg/kg Mg - 0,0822 mmol(eq)/l
1 mg/kg K - 0,0256 mmol(eq)/l
1 mg/kg Na - 0,0435 mmol(eq)/l
1 mg/kg Mn - 0,0364 mmol(eq)/l
1 mg/kg Fe - 0,0358 mmol(eq)/l

1 mg/kg Cl - 0,0282 mmol(eq)/l
1 mg/kg NO_3 - 0,0161 mmol(eq)/l
1 mg/kg SO_4 - 0,0208 mmol(eq)/l

Tabelle VI:

Säurelösliche Gehalte an Schwermetallen in den Oberböden und Tiefenprofilen in mg/kg nach DIN 38 414 Teil 7, S7-Eluat

Probe	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	Fe	Cd	Zn	Cu	Pb	Cr	Ni
B1	169,1*	2978	2859	238	9400	1168	25652	4,89	119	56,72	83,1	46,87	40,88
B2	123	1169	1270	217	22212	311,8	13177	2,36	56,1	69,39	87,8	59,37	37,49
B3	300	1227	2214	193	6844	403,2	10551	3,98	54,9	56,99	72,3	62,39	36,17
B4	114	1085	1356	198	15362	298,6	16225	3,65	126	71,20	81,2	44,6	41,25
B5	169	1563	1822	215	10036	678,5	20395	5,22	98,6	49,60	88,4	52,6	40,66
B6	171	1632	1789	209	9755	844,2	21369	6,36	86,5	52,3	79,6	55,3	39,56
B13	98,2	1006	1136	189	16328	217,3	12589	4,03	49,3	81,2	82,5	46,5	36,52
B14	115	1231	1098	191	14256	314,6	16356	3,99	47,2	75,4	78,6	39,8	38,15
B15	109	1165	1301	192	20395	289,6	14339	2,89	51,6	80,6	77,6	71,2	44,29
B16	99,8	1073	978	203	18554	321,6	10552	2,81	53,2	77,5	82,6	55,6	38,15
B63	277	5590	4416	326	16341	1278	33421	1,968	201	119	86,5	41,38	51,51
B64	80,5	5669	4333	333	15905	915	34304	1,775	152	109	84,2	51,59	33,77
B65	76,9	5784	5170	327	25235	950	36199	2,214	143	65,3	76,4	39,98	25,36
B66	111	6913	6005	369	26221	864	39577	3,104	137	62,5	59,9	45,12	32,86
B67	134	7395	6532	412	27414	862	42439	1,842	127	56,6	54,1	49,33	85,66
B68	129	6588	6006	462	26416	995	40003	1,608	128	59,8	49,1	44,47	50,09
B69	125	5591	4016	365	16509	807	39729	3,571	122	54,0	42,7	41,96	46,99
B70	138	6193	3951	341	17595	1829	40153	2,682	131	68,3	34,2	39,68	75,64
B71	151	6630	3395	312	15071	1943	43303	1,852	132	58,0	35,1	45,79	55,31
B72	163	6901	4239	321	19964	1926	46011	2,881	139	58,1	35,7	45,99	37,86
B163	245	6023	3966	411	13669	1136	33652	2,15	229	139	87,5	45,6	45,6
B164	86,3	6122	3912	362	12554	869	34558	1,96	175	112	85,6	58,9	30,2
B165	82,5	5803	5012	326	21556	865	35999	2,56	149	89,6	79,5	42,3	22,4
B166	115	7002	5978	400	22156	725	40156	3,42	144	80,2	64,3	46,5	28,9
B167	145	7456	6234	426	24663	856	42556	1,95	122	72,3	55,6	51,2	75,6
B168	133	6788	5999	501	23665	899	41000	1,65	126	70,5	52,3	48,5	44,5
B169	122	5599	3898	402	13269	695	39523	3,78	119	59,6	44,6	45,6	42,3
B170	140	6215	3811	356	15845	1652	40056	2,66	130	80,5	39,5	40,2	70,5
B171	146	6311	3363	333	15869	1699	42999	1,95	132	62,3	34,6	48,6	49,6
B172	189	7051	4357	352	18553	1702	45623	3,46	156	62,8	34,8	50,9	33,2
B262	123	3105	2456	208	9886	689	21558	1,58	138	69,5	66,5	40,33	32,65
B263	145	3356	2633	215	10635	785	22569	1,86	156	75,3	72,3	40,13	41,23
B264	52,3	3856	2366	226	9866	602	22995	1,11	126	72,8	70,1	52,63	22,56
B265	46,5	3925	2758	224	18562	601	25623	1,68	118	55,6	65,9	40,15	16,32
B266	86,5	4563	3166	241	19632	714	26589	2,22	96,5	54,2	52,3	42,56	21,56
B267	86,6	4963	3189	281	21526	769	29445	1,29	92,6	45,3	50,1	46,66	68,59
B268	90,2	4463	2999	284	21003	603	28569	1,21	88,5	46,2	46,3	45,32	39,62
B269	89,6	3985	2315	213	10213	589	28332	2,68	86,2	39,5	40,1	40,88	31,25
B270	95,6	4362	1965	205	10998	1233	29001	2,06	73,2	49,5	29,5	36,56	54,32
B271	110	4216	1956	199	9855	1306	31254	1,46	80,5	42,3	35,2	42,56	39,56
B272	126	4555	2256	201	13245	1312	32226	2,13	81,2	40,9	32,6	44,25	21,06
B362	145	3211	2133	215	10556	702	22147	1,32	123	68,5	68,7	42,15	37,56
B363	152	3522	2348	222	11278	804	22895	1,54	144	72,5	75,4	41,98	44,25
B364	61,2	4125	2089	235	10345	645	22963	1,32	119	70,1	72,6	54,8	27,88
B365	52,3	4378	2564	231	21569	644	25874	1,88	107	54,2	67,9	42,9	18,14
B366	101	4955	3001	278	22478	721	27001	2,69	89,5	53,8	56,9	45,7	23,99
B367	106	5018	3045	301	23678	789	30569	1,15	88,4	44,2	55,7	48,7	71,25
B368	120	4621	2789	311	23005	628	29456	1,12	69,5	45,1	48,7	47,3	41,56

B369	120	4199	2241	243	14852	601	29348	3,01	64,6	38,9	45,6	43,9	33,22
B370	135	4627	1903	221	14985	1368	29998	1,89	55,4	47,5	33,8	38,1	54,78
B371	141	4589	1878	214	11574	1405	32147	1,41	52,7	40,8	39,7	44,6	45,62
B372	149	4803	2204	217	16278	1421	33005	2,01	51	38,9	36,8	45,8	23,14

* alle Werte $x10^2$

Tabelle VII:

Gehalte an Metallen in Oberböden und Tiefenprofilen bei Zugabe von Basenäquivalenten 200 mval (0,1 M HNO_3)

Probe	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
B001	86,3	925	86,3	69,3	113,6	19,6	42,5	1,86	3,06	0,87	2,56	0,03	0,21
B002	137,5	879	58,9	56,7	98,6	41,5	78,6	1,69	3,89	1,65	2,85	0,15	0,11
B003	112,3	901	60,1	59,1	82,3	39,6	82,5	2,26	1,94	0,45	1,28	0,08	0,03
B004	115	911	62,3	72,6	92,6	21,5	83,4	1,82	2,04	0,78	1,36	0,09	0,05
B005	109	456	51,7	73,1	101,2	26,3	71,9	1,81	1,99	0,49	1,45	0,06	0
B006	127	1056	89,6	48,5	68,9	26,9	71,5	1,47	3,26	0,64	2,63	0,14	0
B007	141	902	88,5	54,9	67,5	41,8	58,4	2,06	3,87	0,94	2,05	0,06	0,23
B008	99,6	891	75,4	44,2	55,3	49,2	69,8	1,62	3,41	0,92	1,42	0,08	0,04
B009	89,6	1123	62,5	68,5	81,4	43,1	75,1	1,67	2,14	0,15	1,03	0,02	0,07
B010	156	1038	91,2	78,6	88,2	31,5	91,2	1,71	2,75	0,12	1,47	0,09	0,02
B1	158	1045	125,6	54,6	51,2	26,8	52,3	2,03	2,56	0,26	3,84	0,08	0,56
B2	114	856	131	45,3	71,4	18,4	18,4	1,85	1,95	0,58	1,56	0,12	0,28
B3	245	867	98,5	74,1	33,5	9,25	30,1	3,05	1,74	0,42	4,41	0,09	0,36
B4	98,2	741	97,3	43,6	42,6	19,5	51,2	1,89	2,05	0,61	3,91	0,13	0,37
B5	135,6	736	91,5	47,8	45,8	33,6	62,3	2,07	1,63	0,25	4,02	0,15	0,41
B6	98,5	712	89,1	44,6	101,6	29,8	65,9	3,22	1,24	0,38	4,01	0,07	0,86
B13	87,5	809	102,3	69,8	95,6	32,5	75,1	3,56	1,45	0,41	2,98	0,06	0,21
B14	99,2	804	111,6	81,5	99,5	29,8	78,9	2,56	2,89	0,77	2,89	0,09	0,15
B15	101,5	752	52,1	82,3	100	21,5	88,5	1,74	1,89	1,05	4,51	0,14	0,95
B16	88,4	623	65,8	91,5	121,6	22,6	51,6	1,91	2,11	0,39	3,76	0,08	0,51
B63	623,5	1880	30,8	106	150,2	38,2	215,6	0,69	0,62	0,56	0,01	0,69	1,48
B64	708,9	450	19,29	108	136,5	32,6	156	0,85	2,37	0,68	0,23	0,53	0,48
B65	878,7	520	20,8	109	69,2	35,7	98,6	0,95	3,22	1,52	0,13	1,82	1,14
B66	921,2	701	13,7	115	82,6	22,6	82,6	0,51	0,84	0,81	0,05	0,48	3,08
B67	941,2	1273	7,86	116	80,5	10,3	98,7	0,52	1,56	0,97	0,08	0,22	0,48
B68	971,8	887	3,89	122	39,2	17,8	11,5	0,49	0,16	1,16	0,07	0,56	0,51
B69	873,8	848	3,09	113	72,5	17,9	44,8	0,75	1,53	3,56	0,03	0,92	1,42
B70	920,3	903	2,67	112	41,2	8,45	13,2	0,83	0,67	0,98	0,09	1,02	1,39
B71	855,5	926	2,4	115	39,9	2,63	12,9	0,37	0,36	0,89	0,04	3,25	1,14
B72	821,2	870	3,51	119	12,1	6,39	4,06	0,29	0,78	1,02	0,01	0,34	2,91
B163	589	1422	34,5	121	162	37,8	245	0,56	1,23	0,06	0,02	0,89	1,38
B164	652	389	22,1	111	144	31,5	178	0,75	2,89	0,15	0,15	0,66	0,54
B165	811	465	23,5	115	75,4	33,2	110	0,92	4,01	0,98	0,08	2,05	1,21
B166	879	625	15,4	119	88,6	19,8	98,6	0,49	1,05	0,07	0,06	0,58	4,08
B167	901	987	9,25	120	86,5	9,78	115	0,48	1,78	0,08	0,07	0,44	0,44
B168	944	701	5,62	125	42,5	15,2	21,5	0,44	0,25	0,56	0,05	0,78	0,62
B169	789	745	4,89	117	80,2	16,5	49,8	0,71	1,66	2,89	0,02	1,12	1,23
B170	877	811	3,56	116	43,2	8,01	17,5	0,81	0,89	0,41	0,08	1,85	1,57
B171	836	826	3,06	116	40,2	2,15	15,5	0,34	0,58	0,39	0,06	4,15	1,18

B172	756	775	4,12	122	15,6	4,89	9,36	0,27	1,02	0,57	0,02	0,67	2,92
B262	311	418	59,4	97,5	112	14,5	92,6	3,56	8,41	0,02	0,01	0,07	0,52
B263	356	562	68,3	98,6	154	17,5	136	6,25	11,3	0,08	0,03	0,36	1,01
B264	289	127	44,2	95,7	139	15,2	95,1	9,25	30,2	0,36	0,13	0,21	0,28
B265	315	118	47,8	97,2	72,1	16,2	66,3	13,2	45,3	1,14	0,12	1,01	0,75
B266	236	121	22,3	98,1	86,5	9,01	48,2	5,11	9,56	0,12	0,04	0,89	2,14
B267	245	131	18,5	99,2	82,5	5,63	52,6	4,89	9,04	0,18	0,03	0,22	0,17
B268	301	142	12,5	100	36,1	8,42	17,4	4,25	3,25	0,72	0,02	0,39	0,44
B269	261	146	10,6	99,6	72,5	9,02	26,3	8,74	17,5	4,01	0,01	0,85	0,79
B270	267	145	5,62	99,2	42,1	4,11	8,92	10,3	9,07	0,61	0,12	1,52	0,91
B271	389	139	7,11	98,4	33,2	1,32	6,89	3,25	4,55	0,38	0,11	3,04	0,56
B272	518	322	9,01	101	10,5	3,03	5,01	3,05	11,2	0,66	0	0,29	1,37
B362	325	387	61,5	101	98,5	12,3	103	3,25	9,41	0	0	0,12	0,09
B363	371	584	82,5	115	144,5	15,6	139	5,88	12,6	0,06	0	0,56	0,53
B364	288	131	48,7	98,7	126	14,2	104	10,62	35,6	0,26	0	0,25	0,03
B365	312	120	46,9	96,3	73,6	15,1	73,4	12,89	43,5	0,89	0,02	1,48	0,14
B366	205	125	20,6	102	82,6	10,2	55,9	5,01	10,2	0,36	0,01	1,02	0,89
B367	242	136	17,8	107	83,5	4,99	54,6	4,46	8,89	0,57	0,02	0,44	0,01
B368	289	140	15,2	116	19,5	7,12	28,7	4,21	4,02	0,45	0	0,56	0,02
B369	272	147	9,69	102	68,9	8,43	35,4	9,06	18,6	2,55	0	0,91	0,07
B370	266	147	5,89	103	36,5	3,11	19,2	10,36	9,42	0,89	0,03	2,05	0,11
B371	401	138	7,45	99,5	32,5	1,63	17,4	2,98	3,66	0	0	5,22	0,06
B372	545	289	11,23	106	7,56	2,63	11,5	2,78	12,6	0,36	0	0,47	0,48

Tabelle VIII:

Wasserlösliche Metallgehalte in den Oberböden und Tiefenprofilen in mg/kg nach DIN 38 414 Teil 4, S4-Eluat

Probe	Ca	Mg	K	Na	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb	Co
B001	46,3	28,2	44,6	31,8	35,6	2,08	13,6	1,35	0,372	0,09	1,08	0,02
B002	39,5	29,7	37,3	25,9	30,5	4,27	19,5	1,36	0,448	0,18	1,12	0,02
B003	81,2	28,1	38,5	26,8	22,1	2,88	21,6	1,72	0,212	0,08	0,97	0,02
B004	61,3	29,2	31,6	33,5	26,2	1,98	22,7	1,46	0,248	0,06	0,77	0,01
B005	56,3	8,04	27,2	36,8	27,5	2,24	18,6	1,48	0,266	0,05	0,92	0,04
B006	45,8	30,6	41,6	21,5	34,2	2,61	16,4	1,24	0,381	0,07	1,02	0,02
B007	21,6	21,7	42,7	26,3	54,8	3,68	12,5	1,68	0,427	0,05	0,98	0,03
B008	41,2	25,2	38,5	28,5	16,2	4,55	18,6	1,27	0,367	0,08	0,74	0,01
B009	59,7	35,1	31,6	29,5	24,1	4,32	18,7	1,24	0,299	0,02	0,41	0,04
B010	51,2	32,6	47,2	31,6	26,2	2,16	21,6	1,09	0,318	0,08	0,81	0,01
B011	44,3	19,2	43,6	32,5	18,7	2,27	28,1	1,33	0,344	0,07	0,92	0,01
B012	39,6	31,3	41,2	21,7	31,6	2,81	29,7	1,35	0,401	0,06	0,93	0,02
B013	30,2	17,4	86,35	21,22	37,5	2,27	29,65	1,08	0,213	0,08	0,92	0,02
B014	35,6	16,57	35,27	28,93	35,33	1,37	9,38	1,22	0,205	0,07	0,92	0,03
B015	81,4	12,28	22,81	27,15	23,51	7,74	9,63	1,51	0,221	0,02	1,12	0,02
B016	53,8	10,99	22,91	19,22	32,52	7,92	5,71	1,41	0,311	0,04	1,11	0,02
B017	42,1	14,08	52,25	29,11	28,7	4,47	15,9	1,81	0,508	0,21	0,82	0,02
B018	56,3	8,41	21,79	30,21	27,51	8,83	8,94	1,07	0,244	0,09	0,82	0,03
B019	12,3	14,58	44,42	28,21	24,66	3,38	12,63	1,21	0,228	0,15	0,81	0,01
B020	80,6	12,05	18,08	31,05	19,56	4,06	3,18	1,31	0,310	0,18	0,96	0,01
B1	102,6	30,3	56,25	20,75	16,64	2,24	15,27	1,42	0,316	0,09	0,494	0,033
B2	21,5	23,05	61,3	19,5	29,6	1,77	3,86	1,09	0,357	0,10	0,209	0,015

B3	81,5	12,5	44,95	34,2	37,5	0,88	8,06	1,66	0,217	0,09	1,184	0,027
B4	19,2	15,1	43,31	18,1	44,5	1,78	13,11	1,12	0,298	0,10	1,092	0,028
B5	82,8	13,9	43,48	19,4	24,6	2,71	17,75	1,07	0,251	0,12	1,013	0
B6	44,6	19,5	43,5	22,1	27,1	2,51	18,9	1,05	0,111	0,05	0,98	0,01
B13	17,2	22,6	45,1	29,7	46,2	2,78	22,9	2,01	0,151	0,06	0,96	0,02
B14	13,2	27,6	42,6	30,1	35,6	2,61	23,8	1,89	0,308	0,08	0,82	0,03
B15	10,6	29,5	28,6	30,5	58,9	1,81	28,1	1,06	0,224	0,11	1,08	0,02
B16	22,6	28,1	31,5	32,6	29,5	2,01	16,5	1,11	0,271	0,18	1,02	0,02
B48	10,8	16,2	36,7	17,2	33,6	2,18	31,5	1,33	0,277	0,08	1,09	0,01
B49	22,6	18,5	32,5	13,2	24,5	2,37	16,7	1,02	0,308	0,09	0,83	0,02
B50	38,5	13,35	33,6	10,6	19,9	2,25	16,3	1,18	0,405	0,104	0,76	0,08
B51	107,5	14,05	31,6	22,6	65,8	1,38	48,4	0,93	0,259	0,058	0,89	0,02
B52	84,6	21,2	25,6	10,8	30,6	1,6	39,2	1,31	0,231	0,093	0,96	0,02
B53	40,5	17,6	44,4	22,6	48,7	2,92	38,3	0,99	0,423	0,098	0,84	0,02
B54	36,9	17,2	33,1	21,6	31,6	2,99	19,2	1,08	0,233	0,09	0,85	0,01
B55	64,6	18,5	34,7	28,1	30,7	2,16	30,1	1,24	0,221	0,08	0,78	0,02
B56	67,5	21,2	27,6	22,4	22,1	3,05	28,2	1,26	0,205	0,07	0,88	0,01
B57	94,5	26,7	22,1	22,5	22,6	1,99	28,1	1,38	0,281	0,06	0,62	0,01
B58	114,6	32,1	28,5	17,1	24,9	3,01	19,6	1,45	0,385	0,06	0,69	0,02
B59	32,6	28,2	28,7	18,5	24,7	2,05	17,1	1,07	0,218	0,07	1,07	0,02
B60	27,8	29,1	36,1	14,7	23,9	2,61	16,5	1,68	0,211	0,08	0,75	0,02
B61	31,5	26,2	30,5	30,1	38,6	2,77	22,6	1,62	0,279	0,12	0,82	0,02
B62	33,6	21,5	32,4	21,7	41,2	2,65	8,91	1,05	0,209	0,11	0,93	0,02
B63	68,31	33,4	14,6	43,51	46,77	6,76	64,4	0,178	0,077	0	0	0,062
B64	47,68	20,1	7,52	79,86	36,53	4,17	34,6	0,087	0,159	0,007	0	0,05
B65	41,69	16,5	6,63	40,15	11,46	5,11	17,9	0,167	0,358	0,031	0	0,088
B66	32,25	19,8	4,74	41,14	28,84	2,25	11,9	0,169	0,271	0,009	0	0,114
B67	39,53	27,1	3,36	40,8	26,75	0,59	26,9	0,136	0,311	0,018	0	0,106
B68	76,94	40,8	2,69	40,3	13,76	1,05	2,1	0,058	0,019	0,056	0	0,372
B69	48,12	43,2	2,78	31,63	38,4	1,01	13,4	0,175	0,205	0,102	0	0,184
B70	48,29	35,1	2,05	33,67	15,81	0,45	2,9	0,078	0,044	0,068	0	0,182
B71	87,87	48,1	1,84	44,75	13,41	0,06	2,1	0,06	0,026	0,052	0	0,072
B72	348,6	194,5	2,28	60,07	4,54	0,27	0	0,028	0,068	0,07	0	0,252
B163	51,6	32,6	15,8	44,5	51,3	8,06	78,1	0,105	0,101	0	0	0,091
B164	40,9	19,5	8,74	91,2	41,2	7,21	29,2	0,081	0,221	0	0	0,082
B165	40,1	18,3	8,16	50,6	13,8	4,11	21,3	0,101	0,581	0	0	0,151
B166	31,5	20,1	3,88	52,7	32,1	3,05	16,5	0,098	0,218	0	0	0,218
B167	35,1	31,6	3,12	52,1	30,8	1,01	14,1	0,092	0,281	0	0	0,192
B168	68,9	38,5	2,21	51,9	21,2	1,21	31,5	0,077	0,098	0	0	0,448
B169	42,6	40,6	2,43	40,6	28,1	1,38	8,3	0,211	0,217	0	0	0,402
B170	44,1	41,2	1,81	46,1	16,2	0,96	21,4	0,099	0,082	0	0	0,218
B171	74,5	39,2	1,72	48,2	16,1	0,72	7,5	0,071	0,061	0	0	0,093
B172	291,2	178,1	3,05	81,2	10,3	1,83	1,6	0,021	0,079	0	0	0,338
B262	29,1	16,1	43,6	30,6	28,6	4,06	27,1	2,08	0,621	0	0	0
B263	29,9	17,5	21,5	31,2	29,7	4,67	29,5	2,14	0,81	0	0	0
B264	22,6	12,3	22,1	40,5	22,1	4,01	6,21	1,44	1,08	0	0	0
B265	21,4	11,9	16,8	32,1	14,6	3,22	5,98	1,52	1,66	0	0	0
B266	18,1	12,1	17,5	33,6	19,3	2,91	5,42	1,48	1,01	0	0	0
B267	19,1	13,5	15,9	32,4	18,4	0,92	5,38	1,21	0,92	0	0	0
B268	27,1	16,1	16,1	31,5	16,5	0,91	8,44	1,18	0,98	0	0	0
B269	21,2	17,5	17,8	25,1	16,8	1,05	3,61	2,05	2,01	0	0	0
B270	21,6	17,8	15,3	33,6	16,1	0,81	6,21	1,28	0,71	0	0	0
B271	30,8	15,1	14,1	34,1	15,6	0,77	4,41	1,11	0,72	0	0	0
B272	298,5	142,6	23,6	47,6	10,4	0,99	0,98	0,71	0,69	0	0	0
B362	30,5	16,8	44,6	30,7	27,8	3,99	30,2	1,98	0,85	0	0	0

B363	31,8	18,5	23,6	30,9	28,9	4,36	31,5	2,06	0,95	0	0	0
B364	24,1	12,7	25,3	4,06	21,5	3,92	7,14	1,39	1,21	0	0	0
B365	23,6	11,5	18,5	32,6	13,2	3,05	6,52	1,45	2,03	0	0	0
B366	20,1	12,6	19,1	33,5	19,6	2,69	6,33	1,44	1,15	0	0	0
B367	21,3	12,9	17,5	31,9	18,2	0,82	6,32	1,12	1,12	0	0	0
B368	32,6	16,8	18,2	31,2	15,8	0,79	9,25	1,05	1,04	0	0	0
B369	26,3	18,5	18,9	25,6	16,2	0,98	4,62	2,01	2,31	0	0	0
B370	26,4	19,1	16,3	34,1	15,7	0,58	6,74	1,21	1,99	0	0	0
B371	36,9	16,5	15,5	34,8	15,1	0,52	5,62	0,99	1,02	0	0	0
B372	279,5	153,6	27,8	51,2	9,78	0,91	1,22	0,59	0,99	0	0	0

Tabelle IX:

Metallgehalte in den Oberböden und Tiefenprofilen bei Zugabe von Säureäquivalenten 200 mval ($CaCl_2$, NaOH; nach *Meiwes et al. 1984*); Angaben in mg/kg

Probe	Mg	K	Al	Mn	Fe	Cu	Zn	Cd	Pb	Ni	Cr
B001	26,3	41,2	69,8	2,62	29,8	5,63	0	0	3,25	0,56	0
B002	31,2	36,5	71,2	5,02	31,6	4,25	0	0	4,12	0,49	0
B003	24,6	39,7	55,6	3,11	32,5	5,21	0	0	2,96	0,23	0
B004	25,6	28,7	70,2	2,31	33,6	4,44	0	0	3,12	0,41	0
B005	5,63	26,1	31,6	2,25	28,5	3,63	0	0	2,89	0,06	0
B006	29,7	40,7	41,2	2,61	24,6	4,21	0	0	3,15	0,87	0
B007	19,8	42,1	40,8	3,87	23,1	4,89	0	0	2,74	0,81	0
B008	22,3	37,5	33,6	4,71	28,7	4,27	0	0	2,11	0,61	0
B009	33,6	30,9	50,6	4,52	28,9	3,63	0	0	1,94	0,38	0
B010	18,7	44,7	51,2	2,11	35,6	3,85	0	0	2,43	0,01	0
B1	29,8	41,2	32,6	2,56	18,7	2,66	0	0	3,69	0,05	0
B2	22,6	60,3	48,7	1,69	6,32	2,98	0	0	2,33	0,03	0
B3	11,5	44,2	29,3	1,21	10,2	1,98	0	0	2,41	0,12	0
B4	11,9	40,8	41,2	2,01	15,6	2,01	0	0	2,63	0,09	0
B5	16,3	35,6	40,6	2,69	18,7	2,14	0	0	2,62	0,08	0
B6	21,5	41,2	81,5	2,55	26,3	3,88	0	0	2,17	0,12	0
B13	22,3	33,6	52,3	2,36	28,3	2,87	0	0	1,99	0,03	0
B14	30,1	39,7	55,6	2,89	31,5	2,69	0	0	1,84	0,31	0
B15	27,8	28,1	62,3	2,21	41,3	3,16	0	0	1,92	0,06	0
B16	27,1	30,6	69,7	2,05	22,6	3,02	0	0	2,37	0,08	0
B63	27,8	14,3	98,2	8,99	110	1,67	0,01	0	2,01	2,56	0,14
B64	18,4	6,89	73,5	4,52	56,3	0,89	0,04	0	1,52	2,04	0,15
B65	16,3	4,72	39,7	5,22	32,4	0,21	0,03	0	1,01	1,98	0,13
B66	14,5	2,58	51,6	3,01	21,5	0,21	0,02	0	0,79	2,38	0,10
B67	22,3	2,44	48,7	0,74	31,2	0,19	0,02	0	0,89	0,45	0,12
B68	37,8	2,51	31,2	0,99	4,1	0,15	0	0	0,48	3,16	0,09
B69	39,5	2,65	62,9	0,98	18,7	0,23	0,03	0	0,31	3,09	0,10
B70	32,1	1,89	37,4	0,62	4,9	0,98	0	0	0,32	0,98	0,12
B71	47,5	2,01	28,7	0,11	5,1	0,13	0	0	0,27	0,81	0,06
B72	181	2,04	8,66	0,37	0,6	0,12	0,1	0	0,25	2,11	0,10
B163	18,7	14,5	115	13,2	87,2	2,63	0	0	3,56	1,89	0,11
B164	10,8	8,22	98,4	9,11	35,4	1,21	0	0	2,01	1,91	0,12
B165	10,3	8,05	36,5	4,89	30,5	1,42	0,02	0	1,89	2,56	0,09
B166	13,4	4,01	78,4	4,05	18,7	1,26	0	0	1,05	2,42	0

B167	18,6	3,56	70,4	2,13	19,6	1,31	0	0	1,24	1,36	0,03
B168	17,5	2,08	68,2	1,68	40,1	0,98	0	0	0,74	1,04	0
B169	18,9	2,66	81,5	3,05	15,6	4,51	0	0	0,71	3,52	0,04
B170	19,1	2,04	54,1	2,41	29,7	2,13	0	0	0,72	2,42	0,05
B171	18,4	1,12	53,9	1,78	11,2	1,58	0	0	0,36	1,59	0
B172	156	2,87	24,5	1,15	1,91	0,78	0	0	0,32	1,77	0
B262	15,3	41,3	57,6	6,11	51,3	5,66	0	0	1,66	0,78	0
B263	16,3	22,3	59,8	7,14	86,3	6,14	0	0	1,89	0,99	0
B264	11,6	21,8	48,3	3,64	21,3	3,65	0,02	0	0,89	0,91	0
B265	12,1	17,4	41,2	2,98	19,8	3,98	0,06	0	0,78	1,63	0
B266	12,3	17,1	46,9	0,89	18,4	3,55	0	0	0,45	1,32	0
B267	16,8	14,6	47,8	0,92	18,9	3,05	0	0	0,56	0,45	0
B268	15,4	15,9	47,1	0,99	26,7	3,02	0	0	0,23	0,23	0
B269	11,6	15,6	48,1	0,89	12,3	4,51	0,08	0	0,22	1,89	0
B270	11,9	12,3	48,2	0,91	17,4	2,99	0	0	0,18	1,62	0
B271	14,6	12,1	32,5	0,69	14,5	2,36	0	0	0,09	1,23	0
B272	140	24,1	24,6	1,01	1,98	2,01	0	0	0,07	1,52	0

Tabelle X:

Metallbindungsformen im Boden anhand von Gehalten sequentieller Extraktionen nach einer Methode von *Zeien & Brümmer* (1989) in mg/kg

Fraktion	Extraktionsmittel	Bindungsform	ökologische Bedeutung
I	aqua dest.	wasserlösliche Metallanteile	ökosystemrelevant, da Wasser wichtigstes Lösungsmittel im Boden
II	1 M NH_4NO_3, angesäuert mit HNO_3	Mobile Fraktion: austauschbare Bindungen	leicht verfügbare Metalle, „bioverfügbar“
III	1 M NH_4Ac (pH 6, eingestellt mit 50% Essigsäure)	Leicht nachlieferbare Fraktion	durch Veränderungen der Bodenacidität/-alkalinität mobilisierbare (Karbonatpuffer) Metalle
IV	0,1M NH_2OH-HCl (pH6), 1 M NH_4Ac	an Mn-Oxide gebundene Fraktion	bei stärkerem Säureeintrag lösliche Spezies
V	0,025 M NH_4-EDTA (pH 4,6)	an org. Bodensubstanz gebundene Fraktion	mit Huminstofffällung und -lösung freigesetzte Fraktion
VI	0,2 M NH_4-Oxalat (pH 3,25)	an schlecht kristalline Eisenoxide gebundene Fraktion	schwer lösliche Metallbindungen (Al-Fe-Pufferbereich pH<4,2-3,8)
VII	0,1 M Ascorbinsäure im 0,2 M Oxalatpuffer	an kristalline Eisenoxide gebundene Fraktion	siehe oben
VIII	Mikrowellenaufschluß (HCl, H_2O_2, HNO_3)	Säurelöliche Residualfraktion	weniger ökosystemrelevant, da so niedrige pH-Werte nicht erreichbar

Profil 01 im Überflutungsgebiet an der Paußnitz

Ah-Horizont

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	6,759	1,546	8,952	3,049	53,76	0,425	1,026
II	4,741	6,52	7,052	5,291	49,46	2,446	0,641
III	6,321	9,562	36,07	6,612	518,6	3,051	0,953
IV	372,24	14,05	746,2	13,28	125,54	4,4105	3,3438
V	699,26	11,065	7864	5,092	192,57	1,49	3,286
VI	522,2	6,448	1927	7,734	26,19	2,692	0
VII	12879	14,38	23012	144,7	171,9	9,586	43,12

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,291	77,9	188,2	18246	542,3	1,436	0,663
II	0,449	36,99	40,8	1530	60,196	0	0
III	0,121	26,52	37,77	681,4	19,554	1,175	3,253
IV	0	29,003	125,8	210,53	61,217	0,675	26,89
V	0,656	19,903	9,0658	0	20,97	3,8847	21,997
VI	0	16,94	8,0419	0	36,91	2,416	0,053
VII	1,078	134,1	3139	123,94	4796	18,54	19,43

20-30cm Bodentiefe

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	186,3	2,476	27,85	5,583	61,28	1,316	4,737
II	0	5,861	0,361	2,039	4,339	1,682	0
III	5,632	5,585	22,95	1,837	110	4,632	0,35
IV	144,81	10,935	556,7	2,213	143,5	2,025	1,765
V	463,32	6,435	721,3	3,487	334,4	2,44	2,122
VI	346	5,189	2100	4,613	47,89	5,38	1,652
VII	16869	15,48	26781	119,9	375,9	10,36	15,7

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,291	77,9	108,5	4844	296,6	1,074	1,014
II	0	53,61	68,31	417,1	27,444	0	0
III	0	33,99	22,11	245,9	22,898	1,315	3,455
IV	0	30,9	57,21	108,64	23,52	0,401	14,67
V	0,245	6,356	3,998	0	3,144	2,307	18,57
VI	0	4,603	7,601	0	24,8	1,61	0
VII	1,886	74,21	4493	16,32	5248	37,83	41,45

60-70cm Bodentiefe

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	7,897	1,226	10,87	0,806	6,151	0,169	1,621
II	3,377	4,086	4,556	1,363	0,903	3,348	0,992
III	85,6	4,12	10,66	1,779	169,5	5,135	0
IV	110,32	12,534	307,9	2,362	171	1,098	3,533
V	68,5	6,4707	646,2	3,4795	165,44	1,4615	0
VI	332,6	4,4	2893	3,339	32,53	0	3,986
VII	14029	23,47	32831	144,5	323,6	9,741	35,99

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,417	213,6	75,59	9232	797,35	0,797	1,261
II	0	46,79	39,1	580,7	40,386	0,267	0
III	0	29,02	49,64	234,4	19,085	1,452	1,071
IV	0	29,757	0	166,66	11,873	10,36	12,658
V	0,3815	7,7439	3,7971	0	7,8149	2,5991	9,008
VI	0	18,86	1,1712	0	29,81	1,039	0,027
VII	2,8605	61,97	3224	15,29	4817	17,37	15,88

90-100cm Bodentiefe

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	6,761	0,971	2,077	0,658	1,749	0,244	1,446
II	0	4,484	4,002	1,179	1,042	3,533	0,74
III	26,312	4,735	29,6	4,301	1206	10,8	11,52
IV	203,72	11,847	699,1	4,643	163,67	5,4334	10,241
V	56,321	8,1508	955,6	5,6406	227,26	1,303	0
VI	313,6	7,483	3204	6,297	26,22	0,904	4,86
VII	14027	35,91	29553	127,5	195,4	9,01	25,04

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	1,428	112,3	487,32	9248	926,5	0,33	0,433
II	0	48,03	64,99	1766,2	70,958	0,059	0
III	0	23,96	30,52	896,2	2,9326	2,478	3,449
IV	0	73,813	0	65,253	24,986	6,726	12,792
V	0,3041	40,477	5,6911	0	33,341	0	14,026
VI	0	9,217	3,6868	0	28,24	0,998	0,068
VII	1,112	63,53	2504	20,84	5747	29,1	6,88

Profil 03 außerhalb des Überflutungsgebietes an der Paußnitz

Ah

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	44,64	0,513	4,556	9,262	98,34	0	1,401
II	0	0,655	2,384	2,306	29,8	0,598	0,066
III	0	0,958	130,57	3,6932	483,44	3,141	0
IV	364,2	28,964	648,1	4,3759	45,743	2,855	3,0662
V	680,48	4,857	4806	4,6765	131,34	3,414	0
VI	504,57	1,479	3967	9,9092	59,567	1,978	0,8915
VII	9559,61	46,753	16112	139,49	240,876	10,378	40,817

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,561	47,93	152,2	13919	311,9	0	8,775
II	0,623	6,289	25,31	609	23,04	0,979	10,88
III	0	12,757	9,783	456,32	14,23	7,7238	7,337
IV	0	54,711	4,314	158,99	42,36	17,353	35,71
V	0	5,0367	4,421	0	11,223	0	5,543
VI	0,1364	71,34	8,578	0	22,896	4,5434	1,569
VII	4,0799	91,53	2594,03	99,36	2756	25,1472	20,77

20-30cm Bodentiefe

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	197,5	0,498	3,717	4,702	84,97	0	2,841
II	25,86	0,296	1,987	2,105	10,68	1,8	3,402
III	2,7605	0,755	133,29	2,102	591,17	4,267	0
IV	145,8	17,521	761,6	2,664	34,796	4,914	0,7178
V	590,96	4,51	7047	3,399	161,64	3,635	0
VI	1069	1,13	5492	7,6151	136,25	3,21	0,0729
VII	18015,3	32,825	14867	110,9135	140,852	11,63	10,5024

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,591	47,22	144,3	3469	332,2	0	7,448
II	0,847	6,341	27,25	367,2	21,36	4,366	4,761
III	0	10,575	7,241	213,6	15,632	0	0
IV	0	44,941	4,394	98,632	17,889	8,9038	5,358
V	0	3,4375	2,472	0	2,236	0,6549	7,642
VI	0,4402	12,706	43,82	0	14,785	6,002	1,77
VII	3,2314	179,03	2413,06	9,256	3369	42,1866	14,41

60-70cm Bodentiefe

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	27,1	0,65	23,1	2,719	29,0	0	3,235
II	73,49	0,26	0	1,843	6,073	0	5,047
III	0	0,457	71,92	1,6095	311,83	4,551	0
IV	177,295	15,976	813,5	1,9232	41,603	4,344	1,7241
V	311,75	2,473	5264	2,4987	58,049	2,796	0
VI	666,64	1,557	4772	5,8311	88,281	3,195	0,7726
VII	7582,06	27,189	22478	69,3495	165,584	10,435	44,5684

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,755	69,44	144,3	6946	606,4	4,73	5,987
II	0,225	6,503	16,74	677,1	54,43	0	8,073
III	0,0567	5,8288	4,234	234,4	19,085	2,2519	0
IV	0	42,159	1,219	166,66	11,873	15,716	3,611
V	0,04	6,1006	2,244	0	7,8149	1,0045	1,318
VI	0,2329	88,22	6,107	0	29,81	7,5116	0,788
VII	4,1996	96,95	2182,83	15,29	3817	31,774	12,373

90-100cm Bodentiefe

	Al	Cu	Fe	Zn	Mn	Co	Ni
I	30,98	0,239	1,901	2,152	36,85	0	2,913
II	102,4	0,336	0,267	1,402	6,232	0	6,332
III	2,956	1,638	78,916	2,1152	647,62	5,877	0
IV	285,96	10,253	1759	3,2626	84,314	4,889	1,9577
V	170,16	1,874	49,06	2,698	80,89	2,38	0,9873
VI	641,86	1,075	4287	4,8167	81,003	1,518	1,7252
VII	8310,4	25,026	26894,1	76,1057	274,111	14,348	16,0386

	Cd	Na	K	Ca	Mg	Cr	Pb
I	0,444	80,27	151,3	8366	523,63	2,978	5,796
II	0,83	7,329	14,19	2235	52,33	0	10,85
III	0	9,6434	6,539	612,63	3,256	0	0
IV	0	241,89	6,393	65,253	12,36	15,941	5,817
V	0	11,46	2,627	0	23,78	1,7369	1,359
VI	0,0685	213,2	9,661	0	11,25	5,8192	2,055
VII	3,5827	106,62	2381,19	214,36	3326	37,8631	13,142

Lebenslauf

Dagmar Haase

Bornaische Straße 24
D-04277 Leipzig

Persönliche Daten

Name, Vorname:	Haase, Dagmar
geboren:	28.03. 1972
geb. in:	Leipzig
Familienstand:	ledig

Schul-, Hochschul- und Berufausbildung sowie Qualifikationen

1978-86	Besuch der Allgemeinbildenden Polytechnischen Oberschule „Herder" in Leipzig
1986-90	Besuch der Erweiterten Oberschule „G. Dimitroff" in Leipzig Abitur „Mit Auszeichnung" und Lessingmedaille in Silber 1990
1990-95	Studium der Fachrichtung Geographie - Geologie - Geobotanik an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg von 1990 bis 1995
1995	Diplomarbeit zum Thema: „Zur Belastung des Stadtgebietes der Groß stadt Leipzig mit ausgewählten Schwermetallen unter Berücksichtigung der Stadtstruktur"
1996-1999	Dissertation am Institut für Geographie der Universität Leipzig „Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften - Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen"

Praktika und Forschungsaufenthalte im Ausland

1993	mehrmonatiger Studien- und Praktikumsaufenthalt in Argentinien bei Nationalen Meteorologischen Dienst in Buenos Aires; Arbeiten zum Thema: Klimatische und bodenkundliche Aspekte der Pampa húmeda und Pampa seca sowie der Puna-Quebrada-Region in Nordwestargentinien
1995	mehrmonatiger Studienaufenthalt in Nepal und Arbeiten zu Umweltbelastungen und Raum- und Bodentragfähigkeit in Hochgebirgsklimaten
1998	mehrwöchiger Forschungsaufenthalt in Argentinien; Arbeiten zu The men der ariden Klimaregionen Südamerikas, Bodenerosion und Landnutzung, gemeinsam mit INTA (Insitituto Nacional de Technilogía y Agropequaria de la Argentina)

1998 6-wöchiger Forschungsaufenthalt 1998 in Rußland: Arbeiten zum Thema: „Räumliche Verbreitung terrestrischer und semiterrestrischer Humusformen und deren Degradation unter hochkontinentalen Standortbedingungen und verschiedenen Nutzungsformen im Tannu-Ola-Gebirge und nördlichen Uvs-Nuur-Becken - Tuwa/Rußland“

Werdegang Forschung

1993 Arbeiten zu Klima und Boden (Landnutzung) in der feuchten und trokkenen Pampa Argentiniens sowie den präandinen Vorgebirgen Nordwestatgentiniens im Rahmen eines Praktikums; Erstellung einer sythetsichen Karte über Böden, Substrate und Nutzung der Pampa argentina

1994-95 Forschungsarbeiten zum Thema „Stadtökologie: Aktives Flechtenmonitoring zur Er fassung von Säurebildnern in der Atmosphäre“ sowie

1995 Diplomarbeit zum Thema: „Zur Belastung des Stadtgebietes der Großstadt Leipzig mit ausgewählten Schwermetallen unter Berücksichtigung der Stadtstruktur“ (Ermittlung des Schwermetallverhaltens in Oberboden und bodennaher Luftschicht verschiedener Stadtstrukturen)

1995 Geländearbeit zu Bodenerosion, Waldentwicklung, Landnutzung und Nomadenwirtschaft sowie Reliefentwicklung im Sub- und Hochhimalaya Nepals

1996 Forschungsarbeit zu Säurestatus, Säureeintrag, Stammabfluß und Waldböden in Auenlandschaften sowie Misch- und Nadelwäldern am Institut für Geographie der Universität Leipzig

ab 1997 Forschungsprojekt „Schadstoffmobilisierung und Verteilung in den Leipziger Flußauen“ gefördert durch das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie

ab 1997 Arbeiten zur Klärung der Stoffgehalte, Elementbindung und Transport verhalten von Schadstoffen in Fluß- und Überflutungssedimenten von Auen

1997 Erarbeitung des Forschungsprojektes: „Räumliche Verbreitung terrestri scher und semiterrestrischer Humusformen und deren Degradation unter hochkontinentalen Klimabedingungen und verschiedenen Nutzungsformen im Uvs-Nuur-Becken - Tuwa/Rußland“

ab 1998 Arbeiten zu hochkontinentalen Boden- und v.a. Humusbildungen und deren Degradationsformen (Geländeaufenthalte in Nordwestargentinien und Südsibirien)

1998 Erarbeitung des Forschungsprojektes: „Entwicklung angewandter Me thoden zur Untersuchung der atmosphärischen Stoffeinträge in Wälder und deren Folgen für das Ökosystem“

1998 Erarbeitung eines bilateralen Forschungsvorhabens zum Thema: „Grenzüberschreitender Gewässer- und Umweltschutz am Beispiel Bulgariens". Gefahren, Potentiale, Perspektiven" mit der Spezialisierung im Bereich „Gewässer- und Bodensituation sowie ökologische Probleme und in den rumänisch-bulgarischen Donauauen"

1999 Dissertation zum Thema „Beiträge zur Geoökosystemanalyse von Auenlandschaften - Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen" am Institut für Geographie der Universität Leipzig (eingereicht im Februar 1999)

Erklärung

Hiermit erkläre ich, daß die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde. Aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommene Gedanken in der Arebit wurden als solche kenntlich gemacht.
Die vorgelegte Arbeit wurde weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer Prüfungsbehörde zum Zwecke einer Promotion oder eines ähnlichen Prüfungsverfahrens vorgelegt bzw. auch nicht in ihrer Gesamtheit veröffentlicht.

Leipzig, den 4. Februar 1999 Dagmar Carola Haase

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Straße 4
D-06120 Halle
Telefon 0345/5585-202
Telefax 0345/5585-559