

WASSER- UND STOFFHAUSHALT
DREIER WALDÖKOSYSTEME
DES OSTERZGEBIRGES

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultäten
der Georg-August-Universität zu Göttingen

vorgelegt von
Georg Lauterbach
aus Münster/Westf.

Göttingen 2000

D7

Referent: Prof. Dr. J. Schneider

Koreferent: Prof. Dr. H. Ruppert

Tag der mündlichen Prüfung: 31. Oktober 2000

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich bei all jenen Personen und Institutionen bedanken, die in verschiedener Form an der Erstellung dieser Dissertation mitgeholfen haben:

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung des Projektes „Stoffdispersion Osterzgebirge“ und meiner Arbeitsstelle im Teilprojekt „DFG Schn 16/17“

Prof. Dr. Jürgen Schneider für das in mich gesetzte Vertrauen, diese Aufgabe erfolgreich zu lösen, für viele Anregungen, für die Vermittlung zahlreicher Kontakte und für die nie ermüdende Bereitschaft, auf anstehende Fragen einzugehen

Prof. Dr. Hans Ruppert für die Einweisung in die geochemischen und hydrochemischen Arbeitsmethoden, für zahlreiche konstruktive Diskussionen und für das ehrliche Interesse an dieser Arbeit

Prof. Dr. Karl-Heinz Pörtge für das Leihen der meteorologischen Meßgeräte. Herrn Schellenberg für den Bau der Wetterhütten

Prof. Dr. Paul Benecke für die Bereitstellung der bodenphysikalischen Druck- und Unterdruckapparaturen zur Ermittlung von pF-Kurven

Prof. Dr. Hartmut Heinrichs und Reinhard Fänger für die Bereitstellung der Druckfilteranlage zum Filtern der Bachwässer

Holger Hartmann, Johannes Riedel und vor allem Lothar Hartmann für zahlreiche meteorologische und bodenhydrologische Messungen im Gelände

Dr. Bernd Marquardt für die Hilfe bei den Bohrungen im Gelände

Petra Bing und Dr. Christine Wehebrink für die Unterstützung bei der Probenaufbereitung und bei der chemischen Analytik

Andreas ter Glane, Rudolf Kötter, Frau Rüdiger, Dr. Dirk Wischow und Dr. Heide Zimmermann für die Einweisungen in die Bedienung der chemischen, bodenphysikalischen und dendrometrischen Meßgeräte

Dr. Elke Bozau für die Messung der Ionenkonzentrationen in den Niederschlagsproben.

Dem Laborpersonal des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen für die Durchführung der NH₄Cl-Extraktion

Karen Behr und Dr. Frank Dohrendorf für die Eingabe zahlreicher Feldmeßdaten in den Computer

Dr. Gunnar Lischeid für die Durchführung der Wasserhaushaltssimulation

Dorothee Barnikol-Schlamm, Thomas Reller und Michael Schubert für das Zeichnen der Gebietskarte (Abb. 2-1)

Kirsten Mische für die orthographische Durchsicht der Arbeit

Dem Wetteramt Dresden des Deutschen Wetterdienstes für die Bereitstellung meteorologischer Daten

Den Mitarbeitern der Abteilung „Bodengeologie, Bodenschutz und Geochemie“ des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, vor allem Herrn G. Rank, für die Bereitstellung von Datenmaterial und für die freundliche Diskussionsbereitschaft

Den Mitarbeitern des Referats für „Wassermengenwirtschaft und Wasserbau“ des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, vor allem Herrn U. Höhne, für die Bereitstellung von Abflußdaten zum Pöbelbach und für wertvolle Hinweise

Dr. Schilke, Leiter des Forstamtes Bärenfels, und seinen Mitarbeitern für das Interesse an dieser Arbeit, die Fällung der Probenbäume und die stets freundliche Hilfsbereitschaft vor Ort

Dr. Henning Andreae, PD Dr. Michael Bredemeier, Dr. Karin Eusterhues, PD Dr. Norbert Lamersdorf, Dr. Gunnar Lischeid und Dr. Dirk Wischow für zahlreiche fachliche Informationen und Diskussionen

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung	1
1.1 Einführung und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung	6
1.3 Ökosystemansatz	6
1.4 Auswahl des Wassereinzugsgebiets und der Untersuchungsstandorte	11
2 Naturräumliche Einordnung u. Beschreibung d. Untersuchungsgebiets	13
2.1 Lage und Gebietsgrenzen	13
2.2 Morphologie und Hydrologie	15
2.3 Geologie	19
2.4 Böden	25
2.5 Natürliche Vegetation und ihre anthropogene Veränderung	28
3 Methodik und Fehlerrechnung	35
3.1 Überblick	35
3.2 Feldarbeiten	36
3.3 Laborarbeiten	39
3.3.1 Bodenphysikalische Untersuchungen	39
3.3.2 Bodenchemische Untersuchungen	41
3.4 Fehlerabschätzung	45
3.4.1 Präzision (Reproduzierbarkeit, Wiederholgenauigkeit)	46
3.4.2 Richtigkeit (Treffergenauigkeit)	48
4 Berechnungswege und Ergebnisse	51
4.1 Profilmorphologie	51
4.2 Festphasenflüsse	54
4.2.1 Streufall	54
4.2.2 Biomasseninventur und Zuwachs	56
4.3 Berechnung und Darstellung der Wasserflüsse	65
4.3.1 Überblick	65
4.3.2 Niederschlag	65
4.3.3 Interzeption	66
4.3.4 Infiltration	68
4.3.5 Ungestrebte Transpiration	68
4.3.6 Aktuelle Transpiration	71
4.3.7 Berechnung des Wasserflusses im Boden mit Hilfe des Simulationsmodells „silVlow“	73
4.3.7.1 Theoretische Grundlagen	74
4.3.7.2 Beschreibung der Simulation	77
4.3.8 Gebietsabfluß	82
4.4 Ionenflüsse	91
4.4.1 Überblick	91
4.4.2 Atmosphärischer Stoffeintrag	93
4.4.2.1 Abschätzung der Interzeptionsdeposition für Makroelemente	95
4.4.2.2 Abschätzung der Interzeptionsdeposition für Eisen und Aluminium	98
4.4.3 Zusammenstellung aller Ionenflüsse	102
4.5 Ionenbilanzen der untersuchten Kompartimente und des Gesamtökosystems	110
4.5.1 Kronendachbilanz	112
4.5.2 Bestandesbilanz	114
4.5.3 Auflagehumusbilanz	115
4.5.4 Oberbodenbilanz	117
4.5.5 Unterbodenbilanz	119
4.5.6 Ökosystembilanz	120
4.6 Ionenvorräte	128
4.6.1 Berechnung der pflanzenverfügbaren Elementvorräte im Wurzelraum	129
4.6.2 Berechnung der Elementvorräte im oberirdischen Bestand	131

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts	137
5.1 Versauerungssituation der untersuchten Waldökosysteme	137
5.1.1 Versauerungszustand der Humusaufgabe	137
5.1.2 Versauerungszustand des Mineralbodens	141
5.1.3 Gesamtsäurebelastung und Säurepufferung der Waldökosysteme.....	149
5.2 Haushalt qualitativ bedeutsamer Kationsäuren	159
5.2.1 Aluminium.....	159
5.2.2 Eisen.....	171
5.2.3 Mangan.....	181
5.3 Haushalt ausgewählter Makronährstoffe	190
5.3.1 Kalium.....	190
5.3.2 Magnesium	202
5.3.3 Calcium	215
5.3.4 Phosphor.....	229
6 Zusammenfassung.....	241
7 Literaturverzeichnis.....	249
8 Anhang	267

1 EINLEITUNG

1.1 Einführung und Problemstellung

Bereits im 19. Jahrhundert wurden Schäden an Wäldern des Erzgebirges beobachtet, die nach dem heutigen Kenntnisstand mit Immissionseinwirkungen aus den zur damaligen Zeit schon hoch entwickelten industriellen Gebieten Sachsens und Böhmens in Verbindung gebracht werden. Schon WIEDEMANN (1927) vermutete für das in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts in den Hochlagen des Erzgebirges einsetzende „**Tannensterben**“, daß die Ursache nicht allein in dem gehäuften Auftreten von Trockenjahren zu suchen ist, sondern „... daß zwar sowohl das Klima (trotz seiner periodischen Schwankungen) als auch die Eigenschaften der Tanne sich gegen früher nicht wesentlich geändert haben, daß aber irgendein neuer Faktor parasitärer oder nichtparasitärer Natur in den letzten Jahrzehnten neu hinzugetreten ist“.

Permanent hohe Schadstoffbelastungen aus der Luft führten seit der Mitte des 20. Jahrhunderts zum Absterben ganzer Waldbestände. Schädliche Abgase werden vor allem bei Süd- und Südwestwind aus dem Böhmisches Becken (Industriegebiet Most-Chomutov), bei Nordwestwind aus den industriellen Ballungsräumen Halle/Leipzig, Zwickau und Chemnitz sowie bei Nordostwind von den Kraftwerkskomplexen in der Lausitz emittiert. Darüber hinaus stellen Verkehr, Haushaltsfeuerungen und Landwirtschaft bedeutende Emissionsquellen dar. Die Fremd- und Schadstofffrachten setzen sich überwiegend aus säurebildenden Schwefel- und Stickstoffverbindungen, Stäuben sowie Schwermetallen zusammen.

In den 60er Jahren lagen die Jahresmittelwerte der SO₂-Immissionen in den südsächsischen Mittelgebirgen weit über 100 µg/m³ (ECE-Grenzwert für waldverträgliche Kurzzeitbelastungen). Kurzeitspitzen erreichten gar Werte über 4000 µg/m³. Die SO₂-Immissionen führten zur flächenhaften Ausbildung der „**Klassischen Rauchschäden**“. Sie äußerten sich durch Nadelverluste, nachlassende Vitalität, geringere Frosthärte, Zuwachsrückgang, Vergrasung des Waldbodens (insbesondere *Calamagrostis villosa*), Ausbleiben der Naturverjüngung bis hin zum Absterben von Bäumen und Bestandesteilen. In Kombination mit ungünstigen Klimaschwankungen, Witterungseinflüssen und Sekundärschädlingen führten die Rauchschäden zum Absterben ganzer Bestände, wie auf dem Erzgebirgskamm im Kahleberggebiet und bei Seiffen/Deutscheinsiedel. Zudem wirkten sich die umfangreichen Bestockungsumwandlungen des vorigen Jahrhunderts, zu Lasten der Artenvielfalt und zugunsten von Fichtenmonokulturen, schadensfördernd aus, zumal nicht immer die für die jeweilige Höhen-

lage geeigneten Provenienzen verwendet worden sind. So wurden zwischen 1836 und 1910 aufgrund des hohen Holzbedarfs beträchtliche Mengen an Fichtensamen aus Thüringen, dem Harz, dem Böhmerwald, Unterfranken, dem Schwarzwald, aus Celle und Bernburg sowie aus Skandinavien, Südösterreich und Ungarn importiert (ZIMMERMANN 1931, zitiert in MOSANDL & HARTIG 1993). Zum einen begünstigen die Reinkulturen die Ausbreitung von Sekundärschädlingen (z. B. Borkenkäfer), zum anderen zeigen die allochthonen Fichtensorten eine geringere Vitalität gegenüber den für sie ungewohnten Umwelteinflüssen.

Anfang der 90er Jahre sanken die Schwefeldioxideinträge in die erzgebirgischen Waldökosysteme auf Jahresmittelwerte unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Obwohl sie somit im Vergleich zu den zurückliegenden Jahrzehnten deutlich abgenommen haben, liegen sie dennoch auch weiterhin auf hohem Niveau. Zwar gelten Jahresmittelwerte von unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach bisherigen Erfahrungen als nicht mehr existenzbedrohend, jedoch muß auf armen exponierten Standorten bei Konzentrationen über $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ECE-Grenzwert für waldverträgliche Langzeitbelastungen) mit einem Anstieg der physiologischen Anfälligkeit gegenüber anderen Stressoren gerechnet werden (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1994). So führten kurzzeitig erheblich höhere SO_2 -Immissionen im Winter 1995/96 zusammen mit ungünstigen Witterungsbedingungen zu akuten SO_2 -Schäden, insbesondere an Fichten (50000 ha Rotfärbungen von Nadeln), und zum flächenhaften Absterben ganzer Fichtenbestände (3000 ha) in den traditionellen Rauchschadensgebieten Sachsens (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996).

Verschärft wird die Versauerungsproblematik durch eine stark verminderte Emission von Flugstäuben aus Kraftwerken und Kohlefabriken seit Beginn der 90er Jahre, da mit dieser Reduzierung ein drastischer Rückgang der neutralisierend wirkenden basischen Kationen (insbesondere Calcium) in den Waldökosystemen verbunden ist und somit die Gefahr weiterer Säureschäden an der Vegetation und einer zunehmenden Bodenversauerung erhöht wird.

Seit Ende der siebziger Jahre treten, regional differenziert und von West nach Ost fortschreitend, „**Neuartige Waldschäden**“ auf. Sie unterscheiden sich von den „Klassischen Rauchschäden“ zum einen durch ein komplexeres Schadbild, vorwiegend bestehend aus Nadel-/Blattverlusten und Vergilbungserscheinungen, sowie zum anderen durch einen komplizierteren, noch nicht vollständig erkannten, synergistischen Ursachenkomplex. Als

1 Einleitung

wichtige Teilursachen werden zu hohe Ozonkonzentrationen in der bodennahen Luftschicht sowie gesteigertes Pflanzenwachstum durch überhöhte Stickstoffeinträge diskutiert. Im Rahmen komplizierter photochemischer Reaktionen von Vorläufersubstanzen, wie Stickoxiden (NO_x) und flüchtigen organischen Kohlenwasserstoffen (VOC), fördert die Sonneneinstrahlung die Bildung von Ozon in der bodennahen Luftschicht. Daher treten hohe Ozonwerte in der Troposphäre vor allem bei starker Sonneneinstrahlung während langanhaltender Schönwetterperioden zwischen Mai und September auf. Bedeutendste Emissionsquelle für die genannten Vorläufersubstanzen bilden Kraftwerke und vor allem der Kraftfahrzeugverkehr, da die Vorläufersubstanzen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe unter hohen Temperaturen entstehen. Deutlich schädliche Wirkungen auf Bäume sind bei Ozon-Stundenmittelwerten von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu erwarten. Der zum Schutz der Vegetation vorgegebene Schwellenwert (22. BundesImmissionschutzverordnung 1993) von $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tageswert) wurde an der osterzgebirgischen Meßstation „Oberbärenburg“ 1994 an 203 Tagen und 1995 an 168 Tagen überschritten (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996).

Über die Ozonbildung hinaus führt die Nitrifikation der NO_x -Verbindungen zur Protonenproduktion im Niederschlags- bzw. Interzeptionswasser und ist somit neben Schwefeldioxid und Fluorid maßgeblich am Säureeintrag in die Waldökosysteme beteiligt.

Ein weiterer Effekt des hohen atmosphärischen Stickstoffeintrags besteht in der **Überdüngung der Waldbestände**. Ein Überangebot von NO_2 führt über eine Nitratanreicherung zum Nitritüberschuß im Blatt. Da Nitrit die Thylakoidmembran der Chloroplasten angreift, kommt es in Verbindung mit den sauren Niederschlägen zu einer verstärkten Mg-Auswaschung, welche aufgrund des säurebedingten Unterangebots an basischen Kationen im Boden nicht mehr von der Pflanze kompensiert werden kann (HEINRICH & HERGT 1990).

Neben dem Kraftverkehr spielt die landwirtschaftliche Tierproduktion (Massentierhaltung) als Emittent von Stickstoffverbindungen (insbesondere Ammoniumverbindungen) eine große Rolle, zumal der Anteil landwirtschaftlich genutzter Flächen im Osterzgebirge im Vergleich zu anderen Mittelgebirgen ungewöhnlich hoch ist. In Verbindung mit der Reduzierung des Viehbestandes in Sachsen nahmen 1991 die N-Emissionen gegenüber 1989 um 40 % ab. Trotzdem ergibt sich für 1991 ein landwirtschaftlicher N-Ausstoß von 30000 Tonnen. Vor

allem kleinräumig, in der Nähe von Emittenten, treten sehr hohe Werte auf (LfUG 1996, zitiert in SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996).

Gegenwärtig (1996) sind rund die Hälfte der Erzgebirgswälder durch Immissionseinflüsse geschädigt. 30 % aller Fichten (mit über 70 % Flächenanteil Hauptbaumart des mittleren und östlichen Erzgebirges, Stand 1994) zählen zu den **Schadstufen** 2 bis 4 („deutlich geschädigt“), 10 % der Fichten gelten als „stark geschädigt“ bis „abgestorben“. Fichtenaltholzbestände über 60 Jahre sind sogar zu 39 % deutlich geschädigt (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996). In den höheren Lagen des Erzgebirges wird die Zufuhr der Immissionen durch die Thermik aus dem emissionsintensiven böhmischen Becken („Böhmische Nebel“) und die hohe Zahl an Nebeltagen im Jahr begünstigt. Daher sind die Waldschäden in den Kammlagen des Erzgebirges am gravierendsten ausgeprägt. So wurden 1990 im Bereich des Erzgebirgskamms über 8800 ha als Immissionsschadzone „I extrem“ (überwiegend katastrophale Schäden) ausgewiesen (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1995). Das bedeutet für das Landschaftsbild Baumleichen, aufgerissene Restbestände, vergraste Großkahlfelder und Interimsbestockungen mit widerstandsfähigeren allochthonen Ersatzbaumarten. Weitere 11000 ha der fast 1000 km² umfassenden Fläche des östlichen und mittleren Erzgebirges nimmt die „Schadzone I“ (überwiegend starke Schäden) ein. Auf die „Schadzone II“ (überwiegend mittlere Schäden) entfallen 30 % und auf die „Schadzone III“ (überwiegend geringe Schäden) 34 % der Fläche (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT et al. 1995). Jüngere Ergebnisse der Waldschadenserhebung von 1996 bestätigen dieses Bild. So zeigen mittlerweile 75 % der Fichten in den Wuchsbezirken „Mittleres und Östliches Oberes Erzgebirge“ SO₂-Schäden mit vorrangig starker Ausprägung (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996).

Die flächenhaften gesteinsübergreifenden Waldschäden im Erzgebirge zeigen, daß die Waldökosysteme des Erzgebirges destabilisiert sind. Nach den ersten notwendig gewordenen Kahlschlägen in den Plateaulagen (Immissionsschadzone I), versuchte man, mit Hilfe von immissionshärteren Ersatzbaumarten wie Lärche, Douglasie, Blaufichte, Omorikafichte, Rumelische Kiefer und Murraykiefer, das Waldbild zu erhalten. Mittlerweile betrachtet man

diese aus überwiegend allochthonen Baumarten bestehenden Kulturen als Interimgesellschaften (Übergangsgesellschaften) und hofft, nach Abklingen der Immissionsbelastungen diese Bestände sowie neu entstandene Kahlflächen mit Hilfe von leistungsfähigeren und standortheimischen Baumarten wie Rotbuche, Bergahorn und erzgebirgischen Fichtensorten in zukunftsfruchtbare Bestände umzuwandeln. Parallel dazu erfolgen in geschädigten, sich auflösenden Fichtenbeständen der Immissionsschadzonen II und III direkte Umwandlungen über den Voranbau mit schattenertragenden Baumarten wie Rotbuche, Bergahorn, Douglasie und Weißtanne (MOSANDL & HARTIG 1993). All diese Bemühungen basieren auf den Hoffnungen, daß zum einen die Immissionsbelastungen im Erzgebirge deutlich unter die existenzbedrohenden Grenzen sinken und zum anderen der Boden über noch genügend Puffer- und Nährstoffkapazitäten verfügt, um zukünftigen Beständen die Existenz zu ermöglichen. Hier setzt die nachfolgend dargestellte wissenschaftliche Arbeit an. Sie soll einen Beitrag zur Bewertung der in den Böden typischer osterzgebirgischer Waldökosysteme gespeicherten Säurebelastung leisten, die aktuellen Auswirkungen auf den Nährstoffhaushalt der Bäume aufzeigen und auf der Grundlage dieser Ergebnisse mögliche Entwicklungen der Waldökosysteme prognostizieren.

Die Arbeit ist Bestandteil des interdisziplinären **DFG-Projektes „Natürliche und anthropogene Stoffdispersion im Osterzgebirge“**. Im Rahmen dieser Studie werden von Geowissenschaftlern und Biologen Stoffverteilungen und -flüsse sowie ihre Auswirkungen auf verschiedene Lebensgemeinschaften in einem Einzugsgebiet des Osterzgebirges untersucht. Das Projekt hat zum Ziel, Stoffeinträge aus geogenen und anthropogenen Quellen zu quantifizieren, deren Transportwege und Senken zu erkennen und die Auswirkungen auf die Biozönosen, als Indikatoren langfristig ökologisch wirksamer Belastungen, zu bewerten. Über die aktuelle Belastungssituation hinaus wird versucht, den historischen Verlauf der anthropogenen Veränderungen anhand von Seesediment- und Moorkernen zu rekonstruieren. Untersuchungsgebiet ist das 105 km² große Einzugsgebiet der Roten Weißeritz vom Georgenfelder Hochmoor auf dem Erzgebirgskamm bis zur Talsterre Malter (Landkreis Dippoldiswalde). Einen Überblick über dieses Projekt geben SCHNEIDER et al. (1991), erste Ergebnisse der beteiligten Arbeitsgruppen wurden von MATSCHULLAT et al. (1994) publiziert. Die einzelnen Arbeitsgruppen und Projektschwerpunkte werden bei SCHNEIDER et al. (1994) sowie BOZAU (1995) vorgestellt. Eine detaillierte Darstellung der bisherigen Ergebnisse erfolgte in den nachfolgend genannten wissenschaftlichen Arbeiten, Publikationen und Berichten:

- **Projektschwerpunkt „Atmosphärische Deposition“:** BOZAU, E. (1995); MATSCHULLAT, J. & BOZAU, E. (1996); MATSCHULLAT, J. (1997)
- **Projektschwerpunkt „Stoffhaushalt der Böden“:** SCHNEIDER, J. & LAUTERBACH, G. (1997)
- **Projektschwerpunkt „Gewässerchemie und Bachsedimente“:** BRUMSACK, H.-J. & HEINRICHS, H. (1992); HILD, A. (1993), KNÖPFEL, C. K. (1994), STEINER, I. (1994)
- **Projektschwerpunkt „Geochemie der Seesedimente“:** MURAMATSU, Y. (1992); SCHUBERT, M. (1993); MÜLLER, J. (1996); MÜLLER, J. et al. (2000)
- **Projektschwerpunkt „Gewässerbiozöosen“:** HALVES, J. (1994a); HALVES, J. (1994b); SUDBRACK, R. (1994a); SUDBRACK, R. (1994b); HOFMANN, G. (1996); LEßMANN, D. (1996); LEßMANN, D. et al. (1996)
- **Projektschwerpunkt „Vegetationsgeschichte“:** STEBICH (1995)

1.2 Zielsetzung

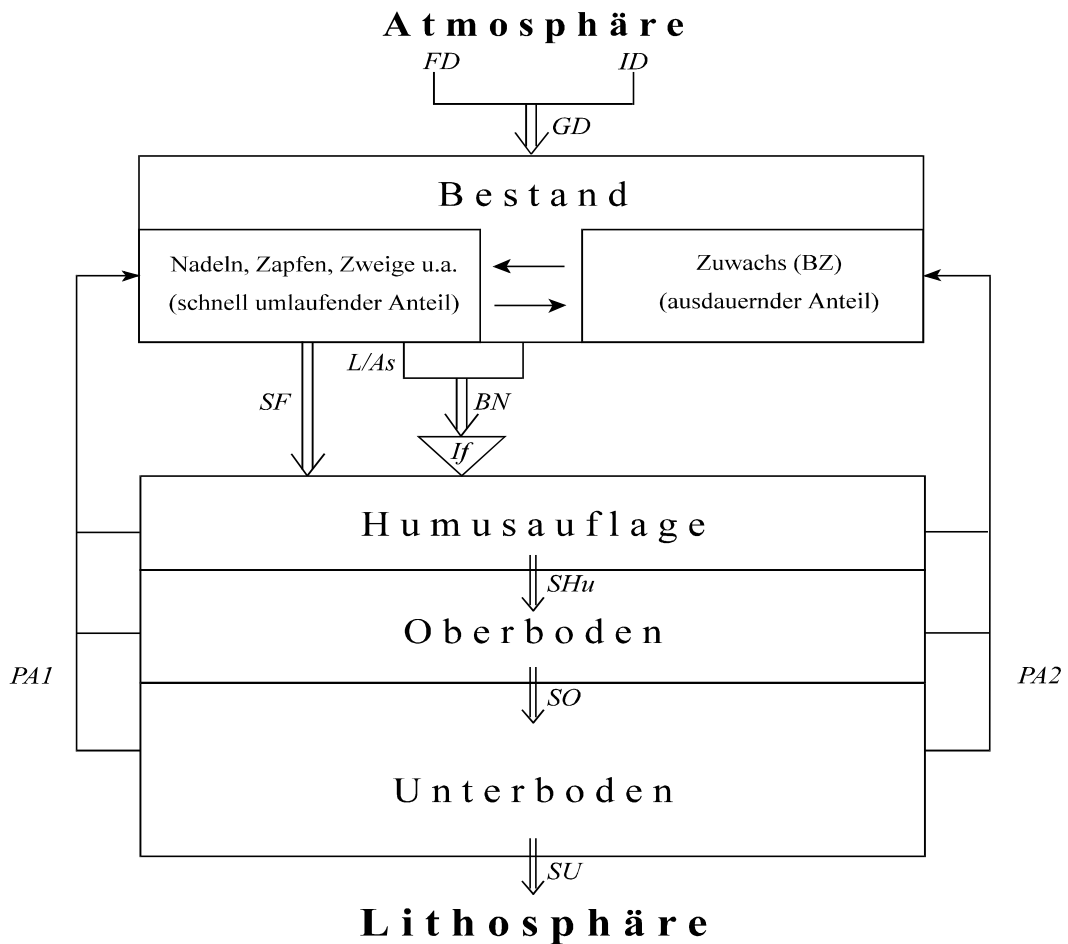
Während die Schäden an den gegenwärtigen Waldbeständen zumindest zum Teil deutlich sichtbar sind, können die in Humusaufgabe, Oberboden, Unterboden und der Zersatzzone des unterirdisch anstehenden Gesteins gespeicherten Belastungen der Vergangenheit und die von ihnen ausgehenden Gefahren nur über eine aufwendige Untersuchung zum gegenwärtigen Stoffhaushalt des Ökosystems Wald abgeschätzt werden. So sollen an typischen osterzgebirgischen Standorten eines Waldeinzugsgebiets an der Grenze zwischen den Schadzonen I und II die aktuelle Säurebelastung und Nährstoffkapazität der Waldökosysteme sowie die Säure- und Nährstoffdynamik zwischen den Ökosystem-Kompartimenten untersucht werden. Hierzu ist die Quantifizierung der das Waldökosystem passierenden Stoffflüsse vom atmosphärischen Eintrag bis zum Austrag mit dem Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone erforderlich. Letztendlich sollen die gemessenen und/oder berechneten Stoffflüsse in Kompartimentbilanzen einfließen, die Aussagen über das Verhalten der einzelnen Kompartimente als Senke, Quelle oder inerte Matrix für den betrachteten Stoff ermöglichen. Im günstigen Fall lassen die Bilanzen Aussagen über zukünftige Entwicklungen für das Waldökosystem und die mit ihm verbundenen Biozöosen zu.

1.3 Ökosystemansatz

Zur Umsetzung des angestrebten Ziels ist ein Modell vonnöten, welches zusammengehörige Strukturelemente eines Waldökosystems in Kompartimenten zusammenfaßt und die Quantifizierung der Stoffflüsse zwischen diesen Kompartimenten ermöglicht, ohne daß gravierende

Teilflüsse vernachlässigt werden. Diesen Anforderungen wird das von ULRICH et al. (1971) und ULRICH & MAYER (1973) entwickelte „**Kompartimentmodell zur Erfassung der Vorräte und Flüsse in Waldökosystemen**“ für den Bereich zwischen der Grenzschicht des Kronenraums zur Atmosphäre und der Untergrenze des Wurzelraums gerecht. Die Berechnung der Sickerwasserflüsse sowie das zusätzliche Ziel, auf Prozesse in der Gesteinszersatzzone unterhalb des Wurzelraums rückzuschließen, erfordert über das Kompartimentmodell hinausgehend die Erfassung von Wasser- und Stoffflüssen im dreidimensionalen Landschaftsausschnitt, dem bewaldeten Wassereinzugsgebiet.

Mit dem in Abbildung 1-1 dargestellten Modell können Ein- und Austräge, sowohl des Gesamtökosystems wie auch einzelner Kompartimente, für einen betrachteten Zeitraum bilanziert werden. Zusammen mit den sich in den Kompartimenten befindlichen Vorräten lassen sich hieraus langfristige Entwicklungen der stofflichen Dynamik ableiten. Im Rahmen dieser Arbeit werden die Bilanzen für die vier Kompartimente „oberirdischer Baumbestand“, „Humusauflage“, „Oberboden“ und „Unterboden“ sowie für das Waldökosystem als Einheit („Gesamt-Ökosystem“) erstellt. Die Baumwurzeln werden den Humus- und Bodenkompartmenten zugerechnet, da sie in der Regel am Ort ihrer Entstehung verbleiben. Zum Teil werden innerhalb der Hauptkompartimente Mesokompartimente differenziert betrachtet, doch werden keine quantitativen Stoffumsätze zwischen ihnen berechnet.



- FD* = Externer Stoffeintag durch Freilandniederschlagsdeposition
ID = Externer Stoffeintrag durch Interzeptionsdeposition
GD = Gesamtdeposition
L/As = Leaching (Auswaschung) und/oder Assimilation (Aufnahme) von Ionen im Kronenraum
BN = Flüssiger Stofftransport mit dem Bestandesniederschlag
If = Infiltration des Bestandesniederschlags in die Humusauflage
SF = Fester Stofftransport mit dem Streufall
SHu = Stoffaustrag der Humusauflage mit dem Sickerwasser
SO = Stoffaustrag des Oberbodens mit dem Sickerwasser
SU = Stoffaustrag des Unterbodens mit dem Sickerwasser = Stoffaustrag aus dem Wurzelraum und damit aus dem Ökosystem
PA1 = Ionenaufnahme der Pflanzen aus dem Boden und Speicherung der Ionen im schnell umlaufenden Teil der Bestandesbiomasse
PA2 = Ionenaufnahme der Pflanzen aus dem Boden und Speicherung der Ionen im Zuwachs der Bestandesbiomasse

Abb. 1-1: Bedeutendste Stoffflüsse zwischen den Kompartimenten eines Waldökosystems (verändert nach ULRICH & MAYER 1973)

1 Einleitung

Der Begriff „Fluß“ beinhaltet die passive oder aktive Bewegung von einer Menge (Teilchenzahl), einer Masse oder einem Volumen eines Mediums durch eine Fläche. Je nach dem Aggregatzustand des betrachteten Mediums spricht man von „Gasfluß“, „Wasserfluß“ oder „Festphasenfluß“ (z. B. Streufall). Gase, Wasser und Festkörper können als Träger (Transportmittel) anderer Stoffe (z. B. Ionen, Partikel) dienen. In diesem Fall wird von „Stoffflüssen“ (z. B. Ionenflüssen) gesprochen. Sie errechnen sich aus dem Fluß des Transportmittels, multipliziert mit der Konzentration des betrachteten Stoffes innerhalb des Transportmittels. Als gängiger Flächenbezug dient in der Ökosystemforschung ein Hektar. Wird der Fluß eines Transportmittels oder eines Stoffes auf eine Zeiteinheit (z. B. Jahr) bezogen, spricht man von der „Flußrate“.

Wichtig für die Bilanzierung ist die Unterscheidung zwischen externem und internem Stoffkreislauf. Bestandteil des **externen Stoffkreislaufs** ist der über die Atmosphäre ins Ökosystem eingetragene, abwärtsgerichtete und mit dem Sickerwasser aus dem Wurzelraum und damit aus dem Waldökosystem herausgetragene Stofftransport. Über die externen Stoffflüsse „Gesamtdeposition“ und „Stoffaustrag mit dem Sickerwasser an der Untergrenze des Wurzelraums“ ist das Ökosystem mit seiner Umwelt verbunden. Ihnen gegenüber beinhaltet der **interne Stoffkreislauf** die „Pflanzenaufnahme“, also die Elementaufnahme durch Feinwurzeln aus Humusaufgabe und Mineralboden, die Elementakkumulation in dem „Bestandeszuwachs“, die „Pflanzenauswaschung (Leaching)“ und den bodenbürtigen Teil des „Streufalls“. Gemeinsam ist den internen Stoffflüssen, daß sie das Ökosystem nicht verlassen. In Wirtschaftswäldern allerdings wird dem Waldökosystem der Derbholzanteil des Bestandeszuwachses durch die Holzernte entzogen.

Im einzelnen werden folgende **Ionenflüsse** bestimmt:

- Freilandniederschlagsdeposition
- Interzeptionsdeposition (partikuläre und gasförmige)
- Gesamtdeposition
- Ionenflüsse mit dem Bestandesniederschlag (bzw. mit der Kronentraufe)
- Ionenflüsse mit dem Infiltrationswasser
- Ionenflüsse mit dem Streufall
- Ionenflüsse mit dem Bestandeszuwachs und dem Derbholzzuwachs

1 Einleitung

- Ionenflüsse mit dem Sickerwasser unterhalb der Humusauflage
- Ionenflüsse mit dem Sickerwasser unterhalb des Oberbodens in 20 cm Bodentiefe
- Ionenflüsse mit dem Sickerwasser unterhalb des Intensivwurzelraums in 70 cm Bodentiefe
- Ionenflüsse mit dem Bachwasser als Gebietsaustrag

Ferner werden die Elementkonzentrationen in den Mesokompartimenten Nadeln (1. bis ältester Nadeljahrgang), Borke, Bast, Holz und Totholz der untersuchten Bestände gemessen sowie die Gesamtgehalte im Auflagehumus und die Gehalte austauschbar gebundener Elementfraktionen im Mineralboden und in der tieferen wasserungesättigten Zone ermittelt. Dabei soll u. a. die Frage beantwortet werden, ob eine Versauerungsfront vorliegt und wenn ja, bis zu welcher Tiefe sie vorgedrungen ist.

Die **Bestimmung der Sickerwasserflüsse im Boden** erfolgt mit Hilfe eines Simulationsmodells von BLENDINGER (1994), welches unter Berücksichtigung von zwei Raumdimensionen die Berechnung des Wassertransports in porösen Medien ermöglicht. Hierzu wird der betrachtete Geländeausschnitt durch Dreiecke abgebildet und jedem auf diese Weise entstandenen Raumelement Parameterfunktionen (pF- und K_r -Kurven) zugeordnet. Die Berührungspunkte der Dreiecke (Knotenpunkte) sind die Orte gemessener und simulierter Matrixpotentiale. Der Wurzelwasserentzug wird mit Hilfe eines Senkenterms unter Berücksichtigung der Wurzelverteilung ins Modell integriert. Definierte Randbedingungen (Wasserscheide, Dichtschicht, lateraler Abfluß) grenzen den Geländeausschnitt nach außen ab. Als Inputgrößen fließen die Infiltration und die ungestreßte Transpiration in die Simulation ein. Gemessene Matrixpotentiale sowie der gemessene Gebietsabfluß dienen als Kontrollgrößen für die Simulationsergebnisse.

Das Meßkonzept zur Umsetzung der Ökosystembilanzierung sowie die bodenphysikalische und chemisch-analytische Vorgehensweise werden in Kapitel 3 beschrieben.

1.4 Auswahl des Wassereinzugsgebiets und der Untersuchungsstandorte

Die Auswahl des zu untersuchenden Wassereinzugsgebiets sowie die Festlegung der Meß- und Beprobungsstandorte innerhalb des Einzugsgebiets erfolgten nach einem vorher aufgestellten Kriterienkatalog. Im folgenden werden die wichtigsten Auswahlkriterien aufgezählt:

- Das Einzugsgebiet soll klein (wenige Quadratkilometer) und deutlich begrenzt sein.
- Das Einzugsgebiet soll nur ein permanent wasserführendes Gerinne aufweisen.
- Die Tiefenlinie des Einzugsgebiets sollte in der Hauptausrichtung der osterzgebirgischen Täler, d. h. von SE nach NW verlaufen, damit die Gebietsflanken repräsentative Expositionslagen einnehmen.
- In das Bachwasser des Einzugsgebiets sollen keine häuslichen oder industriellen Abwässer einfließen.
- Das Einzugsgebiet soll überwiegend mit der Hauptbaumart des Osterzgebirges, also mit der Fichte, bestockt sein.
- Das Einzugsgebiet soll „Neuartige Waldschäden“ in einem für die mittleren bis höheren Lagen des Osterzgebirges typischen Ausmaße zeigen.
- Die Ausgangsgesteine der Beprobungsstandorte sollen im Osterzgebirge weit verbreitet sein.
- Die Beprobungsstandorte sollen nicht auf Sonderstandorten wie z. B. Mooren, Naßstandorten, Blockfeldern, Mineralisationen, Halden, Deponien, angelegt werden.

Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, wurden im Frühjahr 1992 umfangreiche Gelände- und Literaturrecherchen durchgeführt sowie zahlreiche Informationsquellen aufgesucht. Hierbei konnte wichtiges Informations- und Datenmaterial zusammengetragen werden.

2 NATURRÄUMLICHE EINORDNUNG UND BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS

2.1 Lage und Gebietsgrenzen

Das 4,3 km² große Untersuchungsgebiet liegt in den oberen Höhenlagen des östlichen Osterzgebirges und umfaßt das bewaldete Einzugsgebiet des oberen Abschnitts vom „Pöbelbach“. Seine obere Grenze liegt 3,5 km westlich von Altenberg unterhalb des Kahlebergs und wird durch den an dieser Stelle parallel und oberhalb der Rehefelder Straße verlaufenden Teil des „Neugrabens“ (s. u.) gebildet. Talabwärts erstreckt sich das Untersuchungsgebiet entlang des Pöbelbachs ca. 4,5 km nordwestwärts bis zur unbewohnten „Putzmühle“ oberhalb von Oberpöbel. Diese Stelle wurde zum Gebietsaustrittspunkt gewählt, da ab hier häusliche und landwirtschaftliche Einflüsse (Grünland) die Bachchemie verändern (Abb. 2-1). Die höchste Erhebung des Untersuchungsgebiets bildet der 833 m über NN hohe „Pöbelknochen“, seine niedrigste mit 590 m über NN der Pöbelbach auf Höhe der Putzmühle. Die südliche obere Einzugsgebietsgrenze wird nicht durch eine natürliche Wasserscheide, sondern auf einer Länge von 780 m durch einen Hanggraben, den „Neugraben“, gebildet (Kapitel 2.2). Die westliche Wasserscheide entspricht dem Verlauf des Forstwegs „Neue Straße“, während die Ostseite des Einzugsgebiets vom „Julius-Schmidt-Steig“ auf der nordwestlich streichenden Kammlinie „Pöbelknochen - Stephanshöhe“ begrenzt wird. Der weitere Verlauf des Pöbelbachs von Oberpöbel bis zu seiner Mündung in die „Rote Weißeritz“ bei Schmiedeberg findet im Rahmen dieser Untersuchung keine Berücksichtigung. Wird im folgenden Text vom „Pöbelbach-Einzugsgebiet“ gesprochen, so ist das hier beschriebene Einzugsgebiet des 4,5 km langen oberen Pöbelbach-Abschnitts gemeint (s. schattierte Fläche in Abb. 2-1).

Die genaue Lage der innerhalb des Pöbelbach-Einzugsgebiets liegenden untersuchten Waldökosysteme - „Pöbelbach-Oberhang“ (PöOh), „Pöbelbach-Plateau“ (PöP) und „Pöbelbach-Unterhang“ (PöUh) - wird in Kapitel 4.1 (Tab. 4.1-1 bis 4.1-3) angegeben.

2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

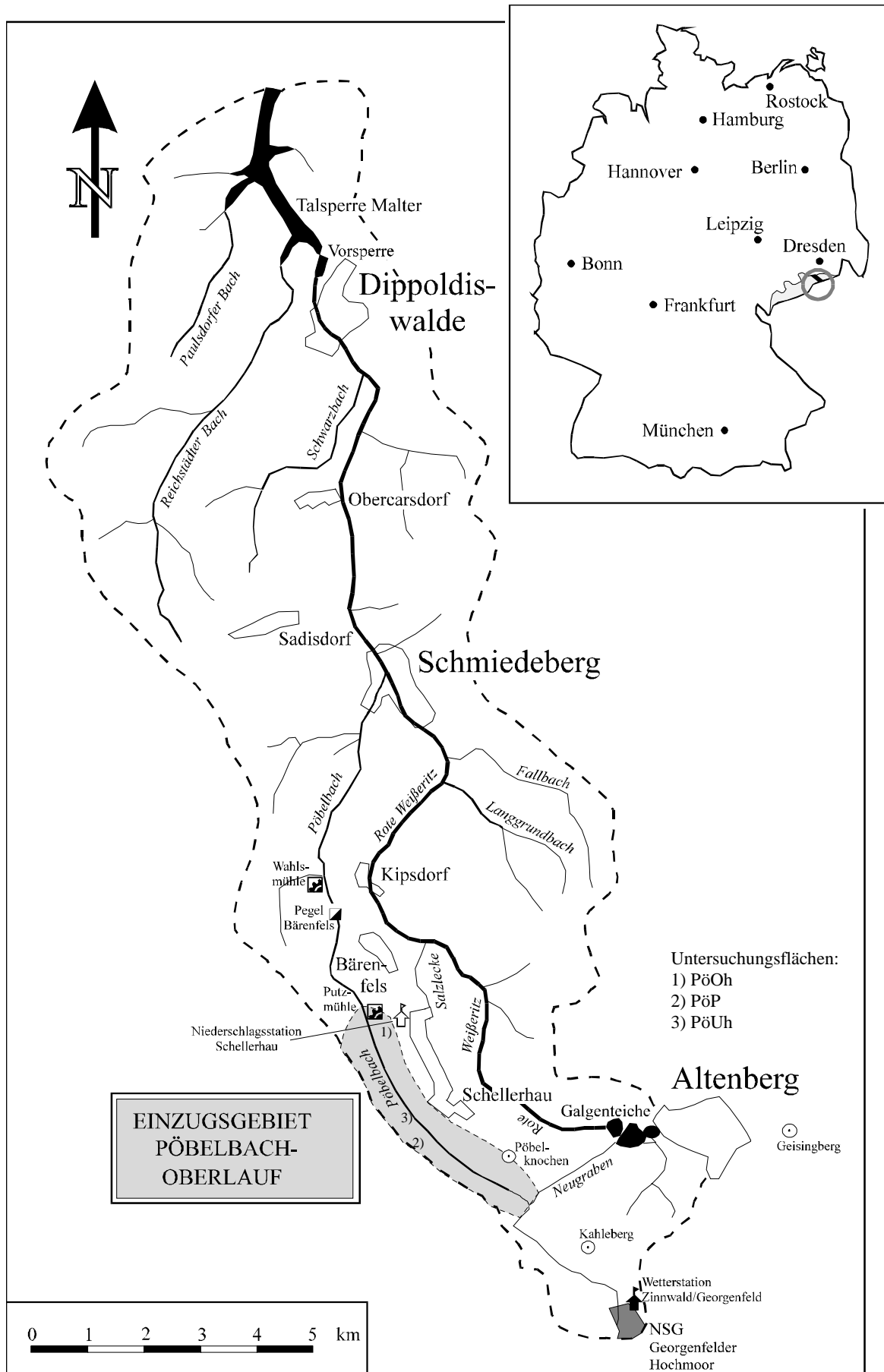


Abb. 2-1: Lage des Untersuchungsgebietes im Einzugsgebiet der Talsperre Malter. Die Rechts- und Hochwerte der Untersuchungsflächen sind in den Tab. 4.1-1 bis 4.1-3 angegeben.

2.2 Morphologie und Hydrologie

REGION

Wie das Erzgebirge im ganzen, so gleicht auch sein ab dem Flöhatal beginnender östlicher Teil einer riesigen Pultscholle. Von Norden her steigt die Erzgebirgsscholle mit geringer Neigung gegen den Kamm des Gebirges an. Die nach Süden zum Ohretalgraben gerichtete Abdachung fällt im Vergleich dazu sehr steil ab. Der westliche, nördliche und östliche Teil des Osterzgebirges ist geprägt von sanft- und weitgeschwungenen Hochflächen, aus denen nur wenige Erhebungen hervorragen und die nur von Tälern mit sanften Hängen unterbrochen werden. Im Zentrum des oberen Osterzgebirges, zu dem das Untersuchungsgebiet gehört, wandelt sich dieses Bild. Obwohl das allgemeine Gefälle der Gebirgsabdachung nur wenig zunimmt, werden die Täler tiefer, die Hänge steiler und die flachen Rücken schmaler (RICHTER 1966).

Die Flußsysteme des Osterzgebirges fließen radialstrahlig von dem hydrographischen Zentrum der Umgebung des Kahlebergs ausgehend nach Nordwesten (z. B. Pöbelbach), Norden und Nordosten. Einige anfangs nordwärts ausgerichtete Flußtäler, wie das der „Roten Weißeritz“, knicken in ihrem unteren (nördlichen) Bereich deutlich nach Nordosten ab. Diese Talknicke erklärt WILHELM (1926) durch Anzapfung infolge rückschreitender Erosion elbtalorientierter Wasserläufe.

PÖBELBACH-GEBIET

Der Pöbelbach entstammt dem anmoorigen Gelände westlich und nordwestlich des Kahlebergs. Sein Oberlauf, der keine ständig wasserführenden Nebenbäche besitzt, hat sich tief in die Erzgebirgshochfläche eingeschnitten und ein ausgesprochenes Kerbtal mit steilen Talhängen gebildet. Besonders steil ausgebildet ist der südwestexponierte Hang mit Böschungswinkeln bis zu 35° (WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-MULDE 1973). Nur der südliche (obere) Teil des Pöbelbachgebietes zeichnet sich durch schwächer geneigte bis hochflächenartige Geländeformen aus. Die höchste Erhebung des Pöbelbach-Einzugsgebiets bildet der 833 m über NN hohe „Pöbelknochen“. Demgegenüber weist der 4,5 km nördlich gelegene Ausflußpunkt des Untersuchungsgebiets („Brücke Putzmühle“) eine Höhe von 610 m über NN auf. Entsprechend der Hauptgefällsrichtung der Erzgebirgsabdachung fließt die obere Hälfte des Pöbelbachs überwiegend von Südost nach Nordwest mit einem durchschnittlichen Gefälle von 3,8 %.

Wie bereits in Kapitel 2.1 erwähnt, wird die obere Einzugsgebietsgrenze des Pöbelbachs auf einer Länge von 0,8 km durch die künstliche Wasserscheide des „Neugrabens“ gebildet. Dieser 0,5 bis 1,5 m tiefe Hanggraben trennt den oberen Teil (0,5 km²) des natürlichen Einzugsgebietes vom heutigen Pöbelbachgebiet ab und leitet den oberen Abfluß nach Osten in den „Großen Galgenteich“ bei Altenberg. Der Neugraben besitzt auf der Strecke, auf der er das Pöbelbachgebiet schneidet, ein Abschlagswehr mit dem das Wasser des Grabens in das Pöbelbachgebiet abgeschlagen werden kann. Betrieben und unterhalten wurde dieses Wehr bis Mai 1994 von der ZINNERZ GmbH in Altenberg (Ansprechpartnerin Frau KÜHN) und seit Juni 1994 von der LANDESTALSPERRENVERWALTUNG SACHSEN (Ansprechpartner Herr Ralf FLEMMIG). Der Abschlag erfolgt nur in Zeiten außergewöhnlich hoher Wasserführung zum Schutze des Grabens. Die Abschlagstermine wurden bis Mai 1994 handschriftlich festgehalten (Zu- und Abflüsse des Großen Galgenteichs von 1988 bis Mai 1994 in 2 Bänden, Archiv der LANDESTALSPERRENVERWALTUNG SACHSEN in Pirna). Die Menge des auf diese Weise zusätzlich in den Pöbelbach eingeleiteten Wassers entspricht nach Aussage von Herrn MATTHES (Wasserbeauftragter der ZINNERZ GmbH bis 1991), der ein- einhalbfachen Wassermenge des benachbarten „Quergrabens“. Seine Aussage beruht auf dem Vergleich jahrzehntelanger Meßreihen von den Abflüssen beider Gräben. Der Quergraben entwässert das Areal östlich des Kahlebergs und führt seine Wassermengen ebenfalls dem Großen Galgenteich zu. Sowohl der Neugraben als auch der Quergraben sind mit Thomson-Meßwehren ausgestattet. Ihre Pegelstände wurden täglich abgelesen und die entsprechenden Abflußraten in den Zu- und Abflußbüchern des Großen Galgenteichs verzeichnet. Auf dieser Grundlage konnten Abschlagskorrekturen an den im Rahmen dieser Studie verwandten Abflußdaten vom Pöbelbach durchgeführt werden.

VERGLEICH VON HYDROLOGISCHEN MEBDATEN

Im Rahmen einer Wasserhaushaltsuntersuchung der WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-MULDE (1973) wurden von November 1965 bis Mai 1973 Gebietsniederschlag und Gebietsabfluß im Einzugsgebiet des Pöbelbachs gemessen. Hierzu wurde an den Stationen „Oberpöbel“ (610 m ü. NN), „Schellerhau“ (785 m ü. NN) und „Gabelweg“ (795 m ü. NN) die Regenmenge mittels Totalisatoren und Regenschreibern erfaßt und im Winter zusätzlich täglich die Schneehöhe sowie dreimal wöchentlich der Wassergehalt der Schneedecke gemessen. Der Abfluß wurde - wie in dieser Arbeit - am Schreibpegel Bärenfels, 6 km

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

unterhalb des Neugrabens, aufgezeichnet. Vom Neugraben eingeleitete Wasserabschläge wurden subtrahiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2-1 dargestellt und werden den gemittelten, jedoch nicht abschlagskorrigierten Abflußdaten des Beobachtungszeitraums 1966 bis 1991 (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, REFERAT WASSERMENGENWIRTSCHAFT 1993) sowie den im Rahmen dieser Arbeit ermittelten hydrologischen Werten (Standort PöUh, 690 m ü. NN) gegenübergestellt.

Hinsichtlich der Niederschläge zeigt der Meßreihenvergleich sowohl im zeitlichen Verlauf als auch in den halb- und ganzjährigen Summen sehr ähnliche Verhältnisse. Gravierend ist jedoch der Unterschied im Gebietsabfluß. Obwohl er am gleichen Meßwehr und wie in den Vorjahren vom Meßpersonal des oben genannten REFERATS FÜR WASSERMENGENWIRTSCHAFT ermittelt wurde, ist der im hydrologischen Jahr 1993 gemessene Gebietsabfluß um 21 % niedriger als der mittlere Abfluß der Meßreihe zwischen 1966 und 1973. Selbst ohne Subtraktion der Neugrabenabschläge ergibt sich mit 511 mm Gebietsabfluß für das hydrologische Jahr 1993 eine immer noch deutliche Differenz zu den älteren Meßreihen. Ein möglicher Grund für diesen Unterschied könnte in der gesteigerten Transpirationsleistung der älter gewordenen Fichtenbestände zu suchen sein. Mit zunehmender Bestandesbiomasse erhöht sich auch die Wurzelbiomasse und somit die Transpirationsleistung, was letztendlich zur Verminderung des Gebietsabflusses führt. Für diese Annahme spricht der hohe Altholzanteil des Untersuchungsgebietes und die erhebliche Zuwachsleistung der Bestände in den vergangenen vier (Standort PöUh) bzw. sieben (Standorte PöP und PöOh) Jahren (Ergebnisse der im Rahmen dieser Arbeit im Oktober 1994 an drei Fichtenbeständen durchgeführten Biomasseinventur, s. Kapitel 4.2). Andererseits haben gerade in den vergangenen zwei Jahrzehnten „Neuartige Waldschäden“ die Bestände stark aufgelichtet und in Verbindung mit Schneebruch und Sekundärschädlingen ganze Bestände vernichtet (Kapitel 2.5). Zudem müßte sich eine gesteigerte Transpirationsleistung verstärkt im Sommerhalbjahr bemerkbar machen, die relativen Abflußunterschiede sind jedoch in beiden Halbjahren nahezu gleich.

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Periode	Niederschlag	Abfluß	Abfluß	Niederschlag	Abfluß
	1966-1973	1966-1973	1966-1991	1993	1993
	a)	a)	b)	c)	b)
	<i>mm</i>		<i>mm</i>	<i>mm</i>	
November	62,1	31,5	41,8	89	36
Dezember	98,6	66,2	75,3	43	39
Januar	62,9	36,1	62,1	112	50
Februar	67,0	57,0	45,2	70	21
März	88,0	68,2	74,0	64	101
April	68,9	124,8	114	47	53
Mai	86,0	58,5	64,4	93	19
Juni	116,5	48,5	38,4	104	15
Juli	75,6	37,3	41,6	126	54
August	96,4	25,0	48,2	90	27
September	80,8	36,3	30,4	80	57
Oktober	64,4	33,7	37,2	63	19
Winterhalbjahr	447	384	412	425	300
Sommerhalbjahr	520	239	260	556	191
Jahr	967	623	672	981	491

Tab. 2-1: Mittlere Niederschlags- und Abflußwerte (Pegel Bärenfels) für das Pöbelbachgebiet in den Beobachtungszeiträumen 1966 - 1972 (a), 1966 - 1991 (b) und 1993 (c).

QUELLEN: a) WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-MULDE 1973; b) SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, REFERAT WASSERMENGENWIRTSCHAFT 1993; c) eigene Erhebung, Standort PöUh.

2.3 Geologie

REGIONALER UND ENTWICKLUNGSGESCHICHTLICHER ÜBERBLICK

Regionalgeologisch betrachtet, gehört das Untersuchungsgebiet zur 500 km² großen trapezförmigen Einbruchzone der im Winkel zwischen Elbe- und Ohre-Lineament liegenden „**Altenberger Scholle**“. Sie ist der östliche Part der von SW nach NE streichenden saxothuringischen Fichtelgebirgisch-Erzgebirgischen-Antiklinalzone und wird im Norden, Westen und Osten von Gangintrusionen porphyrischer Mikrogranite (Granitporphyr) begrenzt (PÄLCHEN et al. 1989a). Abbildung 2-2 zeigt die Geologie des Untersuchungsgebietes und seiner Umgebung.

Die **metamorphe Basis der Altenberger Scholle** bilden überwiegend proterozoische Paragneise der Osterzgebirgischen Serie im Liegenden (PR3 O) und der Preßnitzer Serie im Hangenden (PR3 P). Untergeordnet treten im Südwesten kambrische Glimmerschiefer und Phyllite auf. Den größten Anteil an den Metamorphiten stellen jungproterozoische Gesteine der Rusova- (Reischdorfer-) Folge (PR3 Pr; im Untersuchungsgebiet vertreten, Standorte PöP und PöUh) und der überlagernden Medenec- (Kupferberger-) Folge (PR3 Pm) der Preßnitzer Serie. Charakterisiert sind diese Folgen durch glimmerreiche Zweiglimmerparagneise und Glimmerschiefer mit Einschaltungen von Metabasiten, Metarhyolithoiden, Metagrauwacken und örtlich Marmor bzw. Kalksilikatfelsen und Skarnen (PÄLCHEN et al. 1989b). Untergeordnet treten basische Metamorphite auf, so zwischen Obercarsdorf und Niederpöbel, Schmiedeberg und Naundorf und im Gebiet Rehefeld-Zaunhaus.

Während im Nordteil der Scholle die Gneise die Oberflächengeologie bestimmen, dominieren im Südteil saure Magmatite. Die **Entwicklung des variszischen Magmatitkomplexes** begann nach PÄLCHEN et al. (1989b) im Namur mit der Intrusion kleinkörnig-porphyrischer Biotit-Monzo-Granite („Älterer postkinematischer Intrusivkomplex“, OIC), gefolgt von der Effusion des Schönfelder Rhyoliths (im Untersuchungsgebiet vertreten, Standort PöOh) in zum Teil kohleführende Molassesedimente des Schönfelder Beckens (Schönfeld-Rhyolithoid) während des mittleren Westfals (B/C).

Im späteren Westfal (C/D) erfolgte die explosive bis effusive Extrusion des Teplice-Rhyoliths aus einer NNW-SSE streichenden Bruchzone („Eruptionlinie Teplice-Meißen“). Der Teplicer Rhyolith erstreckt sich von Teplice in der Tschechischen Republik bis nördlich von

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Schmiedeberg. Er ist überwiegend als Alkalifeldspat-Rhyolith ausgebildet. PÄLCHEN et al. (1989b) unterscheiden eine einsprenglingsarme und eine einsprenglingsreiche Form.

Das gleiche Bruchsystem wurde im Stefan vom gangförmigen Subvulkan eines porphyrischen Mikrogranites (Granitporphyr) benutzt, mit dem nach PÄLCHEN et al. (1989b) die Intrusion des „Jüngeren postkinematischen Intrusivkomplexes“ (YIC) beginnt. Dieses Gestein tritt nochmals in zwei weiteren Spaltenzügen auf, die von Dippoldiswalde aus südwestwärts bis nach Frauenstein/Nassau bzw. südwärts bis nach Flaje in der Tschechischen Republik verlaufen. Somit bildet es im Osten, Norden und Westen die Begrenzung der Altenberger Scholle.

Im Autun (JUST 1988) erfolgte die Intrusion der Granite des „Jüngeren variszischen Intrusivkomplexes“ (YIC). Zu ihm gehören alle oberflächlich anstehenden Granite innerhalb der Altenberger Scholle, wie u. a. die Granite von Schellerhau (im Untersuchungsgebiet anstehend), Altenberg, Zinnwald und Sadisdorf. Mehr als 90 % des osterzgebirgischen Teilplutons des YICs sind verdeckt. Seine höchsten Aufragungen erreichten subvulkanisches Intrusionsniveau. Mit der Dachregion der jungvariszischen Granite sind bedeutende Zinnerzmineralisationen der Altenberger Scholle räumlich und genetisch verknüpft.

Neben den erwähnten Schönfelder- und Teplicer-Rhyolith-Extrusionen unterscheidet WETZEL (1984) noch drei weitere Generationen von Rhyolithgängen (u. a. Sayda-Berggießhübler-Gangzug), die die Altenberger Scholle in NE-SW-Richtung durchziehen, jedoch nur selten größere Mächtigkeiten erreichen. Als jüngste Glieder der variszischen Magmatitabfolge des Osterzgebirges werden Trachyt- bis Andesit-Gänge im Bereich des Granitporphyrs von Frauenstein angesehen. Desweiteren treten vereinzelt Lamprophyre (z. B. westlich von Glashütte) auf.

Im **Mesozoikum**, insbesondere im Rotliegenden, war das Osterzgebirge überwiegend Abtragungsgebiet. Als Zeugnis der klimatischen Bedingungen dieser Zeit lagern lateritische Verwitterungsschichten an der Basis terrestrischer Oberkreidesedimente (QUELLMALZ 1966). Inwieweit die Altenberger Scholle von einem mesozoischen Deckgebirge überzogen war, ist nicht bekannt. Reste von Cenoman-Sandsteinen und -Konglomeraten treten jedoch unmittelbar nördlich der Altenberger Scholle auf der Hochfläche von Elend auf (PÄLCHEN et al. 1989a). Ebenso existiert ein winziger kretazischer Rest auf dem Erzgebirgskamm bei Neuhausen/Kreis Olbernhau und Flaje (RICHTER 1966).

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Gegen Mitte des **Tertiärs** war nur noch der leicht gewölbte, fast eingebnete Rumpf des Erzgebirges vorhanden (HAMMERMÜLLER 1964). Ab dem Oligozän regten sich jedoch wieder tektonische Kräfte. An der Stelle des Urezgebirges hob sich allmählich eine breite Landschwelle, begleitet von basischem Vulkanismus und bruchtektonischen Vorgängen, wie der staffelförmigen Absenkung des südlichen Erzgebirgstails zur nordwestböhmischen Mulde (Ohre-Graben). Abgesehen von quartären Sedimenten bilden die basischen Vulkanite des Tertiärs die jüngsten Gesteine der Altenberger Scholle. Nach QUELLMALZ (1966) handelt es sich dabei um Nephelin- und Trachybasalte. Sie überragen zumeist als markante Bergkuppen geringer Ausdehnung die sie umgebende Landschaft, wie der ins Müglitztal entwässernde Geisingberg bei Altenberg.

GEOLOGIE DES UNTERSUCHUNGSGBIETS

Im Einzugsgebiet des Pöbelbach-Oberlaufs sind nach der Geologischen Karte des VEB GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG FREIBERG (1988) im wesentlichen drei **geologische Einheiten** vertreten (Abb. 2-2). Den nördlichen Teil bildet bis zur Traverse „Stephanshöhe-Eierkuchensteig“ auf beiden Talseiten der Schönfelder Rhyolith der oberkarbonischen Schönfeld-Altenberger Senke.

Im Süden schließen sich auf dem nordostexponierten Hang einfache bis glimmerreiche Zweiglimmer-Paragneise der Krimov- (PR3 Pr2) und der jüngeren Rittersberger-Schichten (PR3 Pr3) an. Sie gehören zur Rusova-(Reichdorfer-)Folge (PR3 Pr) der Preßnitzer Serie (PR3 P).

Der gegenüberliegende südwestexponierte Hang setzt sich aus klein- und mittelkörnigen Monzo-Syenograniten des „Schellerhauer Granits“ zusammen. PÄLCHEN et al. (1989b) unterscheiden zwischen einer älteren feinkörnigen (S1) und einer jüngeren mittelkörnigen Ausbildung (S2) des Schellerhauer Granits. Beide werden der 1. (ältesten) Sequenz des „Jüngeren variszischen Intrusivkomplexes“ (YIC) zugeordnet, deren Hauptvertreter hiatalporphyrische Granite mit meist feinkörniger Grundmasse und wechselnden, meist aber geringen Gehalten (< 30 Vol.-%) an Phänokristallen sind. Getrennt wird der Hang proterozoischer Metamorphite vom Hang variszischer Magmatite durch den nordwestwärts fließenden Pöbelbach, der offenbar einer alten Schwächezone folgt.

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

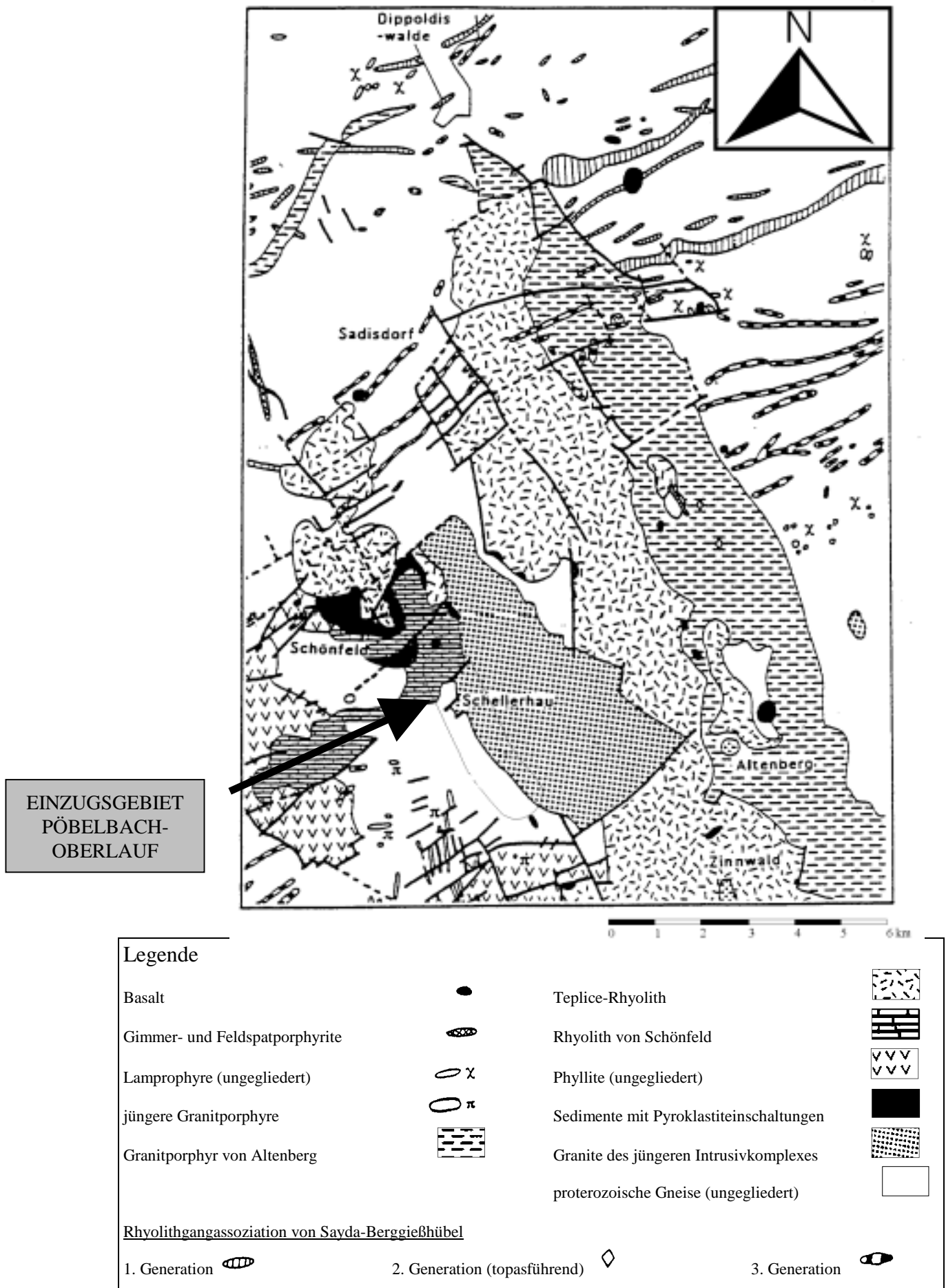


Abb. 2-2: Geologische Karte vom Untersuchungsgebiet und seiner Umgebung (nach WETZEL 1984)

Die **Geochemie** der im Pöbelbachgebiet vertretenen Gesteine ist in Tabelle 8-1 des Anhangs dargestellt. Die Untersuchungsstandorte Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) wurden auf Zweiglimmer-Paragneisen der Rusova-Folge (PR3 Pr2-3), der Meßstandort Pöbelbach-Oberhang (PöOh) auf dem Schönfelder Quarzporphyr (λ Cws) angelegt, da die Geologie des Osterzgebirges ganz überwiegend von Gneisen der Osterzgebirgischen und Preßnitzer Serie sowie von variszischen Quarzporphyren bestimmt wird (s. o.). Hinsichtlich ihrer Pedogenese sind sich der Quarzporphyr und der Schellerhauer Granit sehr ähnlich (BEYREUTHER 1931). Ein Vergleich der bei TISCHENDORF (1989) zusammengestellten geochemischen Daten von magmatischen Gesteinen des Erzgebirges zeigt bei den Elementen Si, Al, Fe, Mn, Na, K, Ca, P, Co, Nb, Ni, Pb, Sc, U, Zn und Zr relativ geringe Gehaltsunterschiede (Faktor < 2) zwischen beiden Gesteinen. Andere Elemente zeigen deutlichere Unterschiede. Während der Quarzporphyr sieben- bis achtfach höhere Mg-Gehalte und drei- bis vierfach höhere Konzentrationen an den Elementen Ba, Cr, Sr, Ti und V aufweist, enthält der Granit um denselben Faktor höhere Gehalte an Ce, Cs, Ga, La, Rb und Th sowie um vier- bis zehnfach höhere Gehalte an Li und F.

Das Schellerhauer Granitmassiv bewahrt infolge der weitgehenden Abtragung seiner Dachregion nur an wenigen Stellen **Erze** (HAMMERMÜLLER 1964). Hydrothermal entstandener Roteisenstein wurde zwischen 1622 und 1871 von der Zeche „Segen Gottes“ am westlichen Ende des „Zechenweges“ abgebaut. Nach der BEZIRKSSTELLE FÜR GEOLOGIE DRESDEN (1970) bestand die Schachtanlage aus 5 Gezeugstrecken und einem Pumpenschacht. Am Nordwest- und Westhang des Pöbelknochens befinden sich Reste zinnhaltiger Greisennester. Sie entstanden durch pneumatolytische Imprägnation der Dachregion des Schellerhauer Granits. Die Greisennester sind teils durch Schurflöcher, teils durch einen alten Stollen im 18. und 19. Jahrhundert aufgeschlossen worden (BEZIRKSSTELLE FÜR GEOLOGIE DRESDEN 1970). Zwischen 1757 und 1801 (TISCHENDORF 1961) wurden Silbererze im ca. 260 m horizontal aufgefahrenen „St. Magdalenen Erbstollen“ am Kreuzungspunkt „Eierkuchensteig-Stallweg“ des nordostexponierten Hanges gewonnen. Einige wenige Haldenreste, Vertiefungen, Aufschüttungen und Stollenmundlöcher zeugen noch vom einstigen Bergbau im Pöbelbachtal. Archivrecherchen der BEZIRKSSTELLE FÜR GEOLOGIE DRESDEN (1970) gestatten die Annahme, daß durch mögliche Abflüsse aus Mundlöchern keine Wassermengen von außerhalb des Einzugsgebietes herangeführt werden. Aus den Erfahrungswerten hinsicht-

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

lich der Abflüsse anderer Grubenbaue und Stollen läßt sich ableiten, daß, wenn überhaupt, nur geringe Wassermengen in der Größenordnung von 0,1 - 0,5 l/s aus den Mundlöchern fließen.

Die am Aufbau des Einzugsgebietes beteiligten Gesteine sind von **pleistozänen Schuttdecken und Fließerden** unterschiedlicher Mächtigkeit bedeckt. Ihre nachfolgend genannten Eigenschaften basieren auf einem hydrogeologischen Gutachten der BEZIRKSSTELLE FÜR GEOLOGIE DRESDEN (1970). Die Bodenentwicklung auf den Schuttdecken wird im nachfolgenden Kapitel 2.4 beschrieben.

Die Gneisvarietäten des Pöbelbachgebietes verwittern zu einem lehmigen Grus, in dem größere, weniger verwitterte Kerne liegen. Die der Verwitterungsdecke folgende Blockzone geht rasch in das anstehende Gestein über. Auf den Hochflächen beträgt die Mächtigkeit der Gneisschuttdecke bis zu 8 m, und an den Talflanken 2 bis 3 m (1,8 m am Standort PöUh). Die anstehenden Gneisfelsen sind zumeist geklüftet, doch sind die Klüfte in der Regel tonig verschmiert und führen wenig Wasser.

Der Schönfelder Quarzporphyr verwittert zum einen toniger, zum anderen blockreicher als die Gneise. Seine Klüfte sind nahe der Oberfläche tonig verschmiert und werden erst zur Tiefe frei, sind dann jedoch meist trocken.

Der Schellerhauer Granit ist auf der alten pliozänen Rumpffläche von einer tiefgründig grusig-kaolinitisch verwitterten Schuttdecke bedeckt, die stellenweise eine Mächtigkeit von 20 m erreicht. An den Talflanken beträgt die Mächtigkeit seiner Verwitterungsdecke jedoch nur 2 bis maximal 3 m.

Im oben genannten hydrogeologischen Gutachten werden die im Pöbelbachgebiet auftretenden Gesteine als hydrogeologisch einheitlich bewertet. Das Wasserspeichervermögen der Verwitterungsdecken wird als gering eingestuft. Sie bilden keinen Grundwasserleiter, in dem eine gesättigte Filterströmung auftreten könnte.

2.4 Böden

REGIONALER ÜBERBLICK

PÄLCHEN et al. (1989a) geben eine Übersicht über die Haupttypen der im Osterzgebirge in Abhängigkeit vom Ausgangsgestein auftretenden Bodentypen und ihre Nutzung. Da sich die bodenkundliche Nomenklatur des VEBs FORSTPROJEKTIERUNG POTSDAM der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik von der in der Bundesrepublik Deutschland benutzten Systematik MÜCKENHAUSENs (1977) zum Teil unterscheidet, wird die bundesdeutsche Bezeichnung, in Klammern gesetzt, ergänzt.

Über den metamorphen Gesteinen Gneise, Glimmerschiefer und Phyllite haben sich zu meist saure Braunerden bis Braunstaugleye (Braunerde-Pseudogleye), z. T. auch Staugleye (Pseudogleye) entwickelt. Diese Böden werden bevorzugt landwirtschaftlich genutzt.

Die **Böden über den Rhyolithen** werden fast ausschließlich forstlich bewirtschaftet. Über dem Teplicer Rhyolith herrschen Braunpodsole (Braunerde-Podsole) bis Podsole vor, während über dem Schönfelder Rhyolith nach PÄLCHEN et al. (1989a) vorwiegend Braunerden ausgebildet sein sollen. Davon weicht jedoch die Forstliche Standortskartierung Tharandt des FORSTWIRTSCHAFTLICHEN INSTITUTS POTSDAM (1965) ab. Sie weist dem Schönfelder Rhyolith den „Altenberger Porphy-Podsol“ als Hauptbodenform (s. u.) zu. Eigene Bodenansprachen im Sommer 1992 bestätigen starke Podsolierungsmerkmale an Böden über Schönfelder Quarzporphyr. So handelt es sich beispielsweise bei dem Bodenprofil „Pöbelbach-Oberhang (PöOh)“, welches in der Schuttdecke dieses Gesteins angelegt worden ist, um einen Braunerde-Podsol (Kapitel 4.1). Nach PÄLCHEN et al. (1989a) können diese Porphy-Waldböden durch Staunässebeeinflussung in Humusstaugleye (Stagnogleye) bis Staugleye (Pseudogleye) übergehen. Die Stagnogleye treten nach REHFUESS (1981) insbesondere in den höheren Plateaulagen, etwa oberhalb 700 m über NN, kleinflächig in der Gesellschaft von Podsol-Braunerden bis Podsolon auf. Sie nehmen vielfach die flachen Talanfangsmulden und Plateaudellen ein.

Der **Schellerhauer Granit** verwittert nach BEYREUTHER (1931) zu einem grobkörnigen, lehmigen Sandboden mit 10 - 20 cm mächtigem, stark ausgebleichten Oberboden und etwa 20 cm mächtigem B-Horizont. Seine starke Podsolierung läßt vermuten, daß seine Durchlässigkeit und seine Basengehalte den Böden auf Teplicer Quarzporphyr am nächsten stehen.

Typische **Böden der Talauen** sind nach PÄLCHEN et al. (1989a) Auenlehme der Übergangsformen von Vegagley (Auenboden-Auengley) zur Vega.

BODENFORMEN DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS

Die Forstliche Standortskartierung Tharandt des FORSTWIRTSCHAFTLICHEN INSTITUTS POTSDAM (1965) weist nahezu den gesamten **Gneishang (überwiegender Teil des nordostexponierten Hanges)** des Untersuchungsgebiets als Standort der Bodenform „Oelsengrunder Gneis-Braunerde“ aus. In der Teileinheit „Bodenform“ werden Einzelböden mit gleichen oder sehr ähnlichen lithogenen (Ausgangsgestein, Bodenart) und pedogenen (Bodentyp) Eigenschaften zusammengefaßt. Die „Oelsengrunder Gneis-Braunerde“ ist gekennzeichnet durch eine im Mittel 50 cm mächtige schluffreiche (insbes. Grobschluff) Hauptfolge (Bodenart IU), die nach unten in die sand- und skelettreichere verfestigte Basisfolge (Bodenart sL bis sU) übergeht. An manchen Standorten liegt zwischen diesen beiden Schichten eine 20 bis 40 cm mächtige Übergangsschicht (Hauptfolge II), welche gegenüber der lockeren Hauptfolge einen höheren Steinanteil aufweist und im Feinboden mit zunehmender Tiefe schluff- und tonärmer zugunsten des Sandanteils wird. In den mittleren und höheren Berglagen ist die „Oelsengrunder Gneis-Braunerde“ als podsolige Braunerde bis Braunerde-Podsol ausgebildet. Lediglich in der Forstabteilung 822, südlich der Wegekreuzung „Pöbelbachweg - Alte Zinnstraße - Zechenweg“, wurden „Oelsengrunder Gneis-Stagnogleye“ kartiert, und in der direkten Umgebung des kleinen Granitsteinbruches auf Höhe des Treffpunkts „Pöbelbachweg - Gabelweg“ erstrecken sich über einem ca. 0,1 km² großen Areal „Granit-Braunpodsole“ (Braunerde-Podsole).

Der **südwestexponierte Hang des Untersuchungsgebiets** zeigt in seiner nordöstlichen Spitze unterhalb der „Stephanshöhe“ die Bodenform „Altenberger Porphy-Podsol“ über Schönfelder Quarzporphyr. Südlich schließt sich auf den Waldstandorten des Schellerhauer Granits die Bodenform „Schellerhauer Granit-Podsol“ bis zum „Neugraben“, der die Südgrenze des Einzugsgebiets bildet, an. Beide Bodenformen zeigen sehr ähnliche Eigenschaften. Sie besitzen eine 10 bis 50 cm mächtige Deckfolge mit sehr hohem Grobskelettanteil (Blöcke und Steine), die stellenweise als deutliche Steinsohle über der Hauptfolge ausgebildet ist. Der Feinboden der Deckfolge ist gegenüber der Hauptfolge meist sandiger und dafür ärmer an Schluff und Ton. Die gesamte Deckfolge ist als Eluvialhorizont ausgebildet. Die schluffreiche, gegenüber

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

der Deckfolge skelettärmere Hauptfolge steht häufig nur noch als Rest von 10 bis 40 cm Mächtigkeit an. Nicht selten ist sie in ihrer gesamten Breite als Illuvialhorizont ausgebildet. In der tiefenwärts folgenden Basisfolge nimmt der Sand- und Skelettanteil wieder deutlich zu. Die Bodentypen dieser Bodenformen zeigen starke Podsolierungsmerkmale und reichen vom Braunerde-Podsol bis zum stark ausgeprägten Podsol.

2.5 Natürliche Vegetation und ihre anthropogene Veränderung

POTENTIELLE NATÜRLICHE VEGETATION

Ursprünglich überzog der Wald das Osterzgebirge mit einer geschlossenen Vegetationsdecke („Miriquidi-Urwald“). Nur an den steilen Felsabstürzen, wie etwa dem rauhen Hang des Kahleberges südwestlich von Altenberg, und an Moor- und Sumpfstellen traten lokal begrenzte natürliche Waldauflichtungen auf (HUNDT & WAGNER 1966). Nach FIRBAS (1949 u. 1952) soll die potentielle natürliche Vegetation, welche sich ohne den Einfluß des Menschen in der heutigen Zeit eingestellt hätte, dem Waldbild der älteren Nachwärmezeit (600 - 1300 n. Chr.) am nächsten stehen. Die ältere Nachwärmezeit ist die eigentliche Buchenzeit oder Buchen-Tannen-Zeit. Einer Buchen-Tannen-Stufe in 500 bis 600 m ü. NN (Luzulo-Abieti-Fagetum) schloß sich bis in 1100 m Höhe eine Buchen-Tannen-Fichten-Stufe an. Unwahrscheinlich ist im Erzgebirge die Ausbildung einer reinen Fichtenstufe (Piceetum). Nur auf den höchsten Gipfeln können kleine Fichteninseln gestanden haben. REINHOLD (1942) setzte die fichtenreichen Mischwälder im Erzgebirge sogar erst über 900 m ü. NN an und Fichten-Ebereschen-Wälder vereinzelt in Höhen zwischen 950 und 1250 m. Nach RUDOLPH (zitiert von FIRBAS 1952) ist es allerdings wahrscheinlich, daß der Anteil der Fichte noch während der Buchen-Tannenzeit und vor dem Beginn stärkerer menschlicher Eingriffe aufgrund klimatischer Ursachen zunahm.

ANTHROPOGENE VERÄNDERUNG DES WALDBILDES

Erste menschliche Spuren lassen sich für die tieferen Lagen des Osterzgebirges bis ins Neolithikum zurückverfolgen. **Großflächige Rodungsvorstöße** in das osterzgebirgische Waldgebiet erfolgten jedoch erst ab dem 12. Jahrhundert (SIEGEL 1927). Anlaß gab zum einen der Bergbau (Beginn mit der Entdeckung der Freiburger Silbererze 1168), zum anderen die mit dem Bergbau verknüpfte Erschließung neuen Agrarlandes. Zusätzlich führten im 17. und 18. Jahrhundert die planmäßige Besiedlung durch ausgewiesene Protestanten aus Böhmen und seit dem Ende des 19. Jahrhunderts die Landbesiedlung der Großstädter zur weiteren Dezimierung der Waldbestände. Pollenanalytische Untersuchungen von SIEGEL (1927) und FIRBAS (1952) zeigen, daß um 1600 das Waldgebiet des Osterzgebirges bereits im wesentlichen auf seine „heutigen“ (SIEGEL 1927) Restwaldflächen zusammengeschrumpft war. Der Wald war auf die „absoluten Waldstandorte“ zurückgedrängt, d. h. nur oberhalb der klimatischen Anbaugrenze landwirtschaftlicher Kulturen überzog der Wald gesteinsunabhängig das Osterzgebirge. In den tieferen Lagen war der Wald auf steile Talhänge, schroff aus ihrer Um-

gebung herausragende Höhenzüge und nährstoffarme Gesteine (insbesondere Quarz- und Granitporphyr) beschränkt, während sich auf Gneis die Landwirtschaft weit ins Gebirge hinaufzog. Nach NEEF (1966) stiegen die Getreidefelder über 600 m, zum Teil bis 750 m Höhe hinauf und erreichten im Müglitzgebiet - wo die sommerwarmen Hochflächen und der lehmige Verwitterungsboden des Gneisgesteins den Ackerbau begünstigen - sogar die Kammregion. Wenngleich sich die heutige Wald-Feld-Verteilung bereits Ende des 16. Jahrhunderts herausgebildet hatte, so unterschied sich jedoch die damalige Bestockung deutlich von der heutigen. Nach den ältesten vorgefundenen Beschreibungen der Landesherrlichen Waldungen von 1557 und 1591 handelte es sich bei den Restwaldungen des 16. Jahrhunderts überwiegend um naturnahe fichtenreiche Fichten-Tannen-Buchenwälder (FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG THARANDT 1965). Diese wurden im beginnenden 19. Jahrhundert aufgrund einer zunehmenden Holznot in **planmäßig bewirtschafteten Kulturwald** (Forst) umgewandelt, gekennzeichnet durch Nadelholzreinbestände (insbesondere Fichte), altersklassenweise Bewirtschaftung und Kahlschlagsbetrieb (SIEGEL 1927).

Das **gegenwärtige Waldbild** ist extrem von „Klassischen Rauchschäden und Neuartigen Waldschäden“ geprägt. Waldfreie bzw. altholzfremde vergraste Regionen, wie sie aus anderen deutschen Mittelgebirgen auf besonders nährstoffarmen Standorten - wie beispielsweise dem Acker-Bruchberg-Quarzit des Harzes - bekannt sind, erstrecken sich im Osterzgebirge gesteinsunabhängig über große Teile der Kammregion. Baumleichen, Restbestände, Kahlflächen und Interimskulturen mit immissionshärteren allochthonen Ersatzbaumarten bestimmen in den oberen Lagen das Landschaftsbild (eigene Beobachtungen).

Nach den Ergebnissen der Waldzustandserhebungen von 1994 und 1996 ergibt sich für das Erzgebirge die in Tabelle 2-2 dargestellte **Waldschadenssituation**. Die Schadstufen berücksichtigen sowohl den relativen Nadel-/Blattverlust als auch den Anteil der vergilbten Nadel-/Blattmasse (Chloroseschäden). Die Herleitung der kombinierten Schadstufen geht aus Tabelle 8-2 des Anhangs hervor. Die Vergilbung nimmt ab einem Anteil von 26 % der vorhandenen Nadel-/Blattmasse Einfluß auf die kombinierte Schadstufe. Bei einem Nadel-/Blattverlust von mehr als 25 % ohne Vergilbung bzw. darunter mit entsprechendem Vergilbungsanteil wird von „deutlicher Schädigung“ gesprochen. Kenngröße zur Charakterisierung der Schadenssituation ist die Schadstufengruppe „2 bis 4“, in der die deutlich geschädigten und toten (Stufe „4“) Bäume zusammengefaßt werden. Schadstufe „1“ bezeichnet Bäume mit ge-

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

ringen Schäden und wird als Warnstufe betrachtet, Schadstufe „0“ wird für Bäume ohne Schäden vergeben.

	Anteile der Schadstufen in %				
	0	1	2	3 + 4	2 bis 4
Gesamtwald alle Jahrgänge (1994)	37	30			33
Gesamtwald bis 60 Jahre (1994)	67	23			10
Gesamtwald über 60 Jahre (1994)	7	38			55
Fichte alle Jahrgänge (1996)	49	21	20	10	30
Fichte bis 60 Jahre (1996)	70	11	9	10	19
Fichte über 60 Jahre (1996)	29	32	29	10	39

Tab. 2-2: Waldschäden im „Wuchsgebiet Erzgebirge“ 1994 und 1996 (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten 1994 und 1996)

Tabelle 2-2 zeigt, daß im Erzgebirge der Anteil der deutlich geschädigten Bäume 30 % übersteigt (Stand 1994). Damit wird das „Wuchsgebiet Erzgebirge“ im bundesweiten Vergleich als eines von 23 Hauptschadensgebieten eingestuft. Wörtlich heißt es im Umweltbericht des UMWELTBUNDESAMTES (1997) bezogen auf die Situation von 1994: „Die Lage im Erzgebirge ist mit 33 % deutlich geschädigten Bäumen weiterhin ernst. Die Hoch- und Kammlagen des Erzgebirges zählen nach wie vor zu den am meisten geschädigten Gebieten in Deutschland.“

Der Schwerpunkt der Schädigung liegt in den über 60jährigen Beständen. So war 1994 der Anteil „deutlich geschädigter Bäume“ (Schadstufen 2 bis 4) im Altersbereich über 60 Jahre mehr als fünfmal so hoch wie bei den jüngeren unter 60jährigen Bäumen. Im Vergleich der mengenmäßig relevanten Nadelbaumarten des Erzgebirges zeigt die Fichte die deutlichsten Schäden. Aufgrund ihres hohen Baumartenanteils im Erzgebirge prägt sie somit das Gesamtschadensbild entscheidend. Die Schadenszunahme erfolgt vorrangig im Altersbereich über 60 Jahre und in den Kammlagen des Erzgebirges. So starben während der vergangenen drei Jahrzehnte auf dem extrem belasteten Erzgebirgskamm 8800 ha Fichtenbestände ab (Stand 1990; SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1995). Nadelvergilbungen, als sichtbarer Ausdruck „Neuartiger Waldschäden“ und Folge von Photooxidantienbelastungen wurden 1994 an nahezu jeder zehnten Fichte

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

festgestellt (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1994).

Seit Beginn der 60er Jahre ist die Schadsituation im Erzgebirge mit Hilfe von Falschfarbluftbildern erfaßt worden. Auf der Grundlage bestandesweiser Schadstufenansprachen wurden folgende Immissionsschadenszonen (Rauchschadenszonen) ausgewiesen:

I extrem	-	überwiegend katastrophale Schäden
I	-	überwiegend starke Schäden
II	-	überwiegend mäßige Schäden
III	-	überwiegend leichte Schäden
0	-	keine Schäden

Nach einer Karte des BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT et al. (1995) läßt sich die Rauchschadenszonierung im Osterzgebirge auf der deutschen Seite wie folgt beschreiben:

Waldgebiete mit extremen Schäden liegen vor allem in den Hoch- und Kammlagen des Erzgebirges (Satzung, Deutscheinsiedel/Seiffen, Kahleberggebiet, Fürstenau). Waldgebiete mit starken Schäden erstrecken sich von Oberwiesenthal im Westen fast den gesamten Erzgebirgskamm entlang bis an seinen Ostrand. Den tiefer liegenden Gebieten des Erzgebirges werden nahezu vollständig die Rauchschadenszonen II und III zugeordnet.

Beschränkt man die Aussagen auf die Wälder des östlichen und mittleren Erzgebirges, d. h. ein Waldgebiet mit fast 100 000 ha und einem Fichtenanteil von über 70 % (Stand 1994), so ergeben sich die in Tabelle 2-3 dargestellten Schadflächenanteile.

Ein Vergleich der Lage der Immissionsschadzonen von 1990 mit den aktuellen Schadschwerpunkten der Erhebung von 1996 verdeutlicht, daß sich die Schwerpunktgebiete kaum verändert haben. Stattdessen ist dort, wo bereits eine hohe Vorschädigung der Bestände vorlag, erneut eine drastische Verschlechterung des Zustandes der Bestände eingetreten. So besitzen die Fichten in der Immissionsschadzone „I extrem“ nur noch ca. 1/6 ihrer eigentlichen Nadelmasse. Die Fichten der Schadzone III haben das Schadniveau von 1994 behalten (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996).

Schadzone	Flächenanteil in %
I + I extrem	20
II	30
III	34
0	16

Tab. 2-3: Flächenanteile der Immissionsschadenszonen an der Waldfläche des mittleren und östlichen Erzgebirges 1990 (Sächsisches Staatsministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten 1994)

Ein Vergleich der Lage der Immissionsschadzonen von 1990 mit den aktuellen Schadschwerpunkten der Erhebung von 1996 verdeutlicht, daß sich die Schwerpunktgebiete kaum verändert haben. Stattdessen ist dort, wo bereits eine hohe Vorschädigung der Bestände vorlag, erneut eine drastische Verschlechterung des Zustandes der Bestände eingetreten. So besitzen die Fichten in der Immissionsschadzone „I extrem“ nur noch ca. 1/6 ihrer eigentlichen Nadelmasse. Die Fichten der Schadzone III haben das Schadniveau von 1994 behalten (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1996).

Versuche, dem Waldsterben zu begegnen, mit Hilfe von immissionshärteren allochthonen Baumarten wie der Lärche (*Larix spec.*), Blaufichte (*Picea pungens*), der Omorikafichte (*Picea omorika*), der Rumelischen Kiefer (*Pinus peuce*) und der Murraykiefer (*Pinus contorta*), zeigten nach Ansicht von SCHILKE - Leiter des Forstamtes Bärenfels - nicht die erhofften Erfolge (mündl. Mitt.). Die an diesen „Ersatzbaumarten“ beobachteten neuartigen Waldschadenssymptome sind nach Aussage des SÄCHSISCHEN STAATSMINISTERIUMS FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN (1994) sehr gering. Der Grund wird in der Altersstruktur gesehen, da der Anteil von jungen, unter 20 Jahre alten Bäumen bei diesen allochthonen Baumarten über 60 % beträgt. Neben der Forderung nach einer drastischen Senkung der Schadstoffemissionen wird gegenwärtig durch folgende waldbauliche und bodensanierende Maßnahmen versucht, die Waldschadenssituation zu verbessern (SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1995):

- Umwandlung der Übergangsbestockungen aus immissionstoleranten allochthonen Baumarten in ökologisch stabile Mischbestände mit einem hohen Anteil an Baumarten der natürlichen Waldgesellschaften, wie Rotbuche, Bergahorn, Tanne und Fichtensorten, welche in Baumschulen aus dem Saatgut der immissionsresistentesten Überlebenskünstler des Schadensgebietes herangezogen wurden.
- Umwandlung instabiler Nadelholzreinbestände in Mischbestände, die sich an der potentiellen natürlichen Vegetation orientieren.
- Auf Kahlschlagsflächen und sich auflösenden Fichtenbeständen Voranbau mit schattenertragenden Baumarten, wie Rotbuche, Bergahorn, Douglasie, Weißtanne und Eberesche.
- Förderung von Pionierbaumarten wie Salweide, Aspe und Birke. Sie besitzen neben ihrer klimatischen Schutzfunktion einen hohen ökologischen Stellenwert für die biologische Fixierung atmosphärischer eingetragener Nährstoffe. Durch ihre nährstoffreiche Blattstreu stabilisieren diese „dienenden Baumarten“ den Nährelementkreislauf und unterstützen den Aufbau aktiver Humusformen.
- Auf Extremstandorten, wie Mooren, vernähten Standorten, Blockhalden und Steilhängen soll der Verlauf von Sekundärsukzessionen mit Eberesche, Moorbirke, Sandbirke, Bergkiefer und Hakenkiefer gefördert werden (MOSANDL & HARTIG 1993).
- Kalkung von Waldböden zur Kompensation der aktuellen Säureeinträge. Durch die Verwendung magnesiumreicher Kalke oder von Dolomit kann das Vergilbungssymptom behandelt werden.

BESTOCKUNG UND WALDSCHÄDEN IM UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Untersuchungsgebiet ist ausschließlich mit Fichten, überwiegend Altholz, der zweiten bis dritten Generation bestockt, wobei der obere Teil des Schellerhau zugewandten südwestexponierten Hanges noch bis ins 19. Jahrhundert landwirtschaftlich genutzt wurde (Flurplan Schellerhau 1835, in: HAMMERMÜLLER 1964). In dem Projektabschlußbericht der WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-MULDE (1973), welche im Auftrag des INSTITUTS FÜR WASSERWIRTSCHAFT in dem Zeitraum von 1966 bis 1972 die Niederschlags-Abfluß-Beziehungen im Einzugsgebiet des Pöbelbach-Oberlaufs untersuchen ließ (Kapitel 2.2), wird das Gebiet als „stark bewaldetes und künstlich nur unbedeutend beeinflusstes Einzugsgebiet in den Kammlagen des Osterzgebirges“ beschrieben.

2 Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Heutzutage fallen am südwestexponierten Hang des Einzugsgebiets vier große, mit Kulturpflanzen aufgeforstete Kahlschlagsflächen auf und am nordostexponierten Hang, der insgesamt einen geschlosseneren Eindruck macht, mehrere kleine Kahlschlagsflächen (eigene Beobachtungen). Die noch stehenden Altholzbestände sind ungewöhnlich stark aufgelichtet, was am Boden die Ausbildung von nahezu lückenlosen Reitgrasrasen (*Calamagrostis villosa*) ermöglicht. Sie verhindern die Naturverjüngung und erschweren erheblich die Begründung neuer Kulturflächen.

Nach Darstellung von APITZ, Leiter des Forstamtes Bärenfels bis 1991, läßt sich die **Waldschadensentwicklung im Pöbelbachgebiet** wie folgt beschreiben (mündl. Mitt.):

In den 60er Jahren wurden in den Hochlagen des Pöbelbachgebiets Schadenssymptome an Fichten beobachtet, die sich überwiegend in Form einer „Kronenverlichtung durch Nadelabwurf von oben nach unten“ äußerten. Ende der 70er Jahre reichte die Schadzone „I extrem“ (Baumleichen) und „I“ (starke Schäden, überwiegend Fichten mit nur 2 bis 4 Nadeljahrgängen) vom Erzgebirgskamm bis an den Pöbelknochen heran. Der untere Teil des Untersuchungsgebiets gehörte zur Schadzone „II“ (mittelmäßige Schäden, überwiegend Fichten mit 4 bis 6 Nadeljahrgängen). Im April 1980 richtete schwerer Naßschnee in den durch Nadelverlust stark aufgelichteten und geschwächten Beständen erhebliche Bruchschäden an. Buchdruckerkalamitäten in den warmen Sommern der beiden folgenden Jahre gaben den letzten Anstoß zum flächenhaften Kahlschlag.

Die Aussagen von APITZ hinsichtlich der Immissionsschadzonenzuweisung decken sich mit den oben dargestellten Inhalten der Schadzonenverteilungskarte des BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT et al. (1995).

3 METHODIK UND FEHLERRECHNUNG

3.1 Überblick

Der Meßansatz und die Meßmethodik zur Ökosystembilanzierung sind bei MEIWES et al. (1984b) beschrieben, die chemischen Untersuchungsverfahren für Mineralboden und Auflagehumus bei MEIWES et al. (1984a). Um den Makro- und Spurenelementumsatz innerhalb des Waldökosystems sowie die Ein- und Austragsraten zu ermitteln, werden an bestimmten Meßebenen (Kompartimentsgrenzen) die Flußraten der Elemente bestimmt. Die jeweilige Rate des Elementflusses ergibt sich aus dem Produkt der Flußrate des Transportmediums und dessen Elementkonzentrationen.

Innerhalb des untersuchten Waldeinzugsgebiets wurden drei Untersuchungsflächen eingerichtet. An jedem Standort wurden die in Abbildung 1-1 dargestellten Kompartimente bilanziert. Grundlage der Bilanzierung sind die Ergebnisse der nachfolgend beschriebenen Maßnahmen.

Die Transportrate der Transportmedien Wasser und Streu wurde oberirdisch direkt über Sammelgefäße erfaßt. Gasförmige Stoffe wurden nicht berücksichtigt.

Zur Erfassung des Stoffflusses über den Biomassenzuwachs erfolgte am Ende der Meßperiode an allen drei Untersuchungsstandorten eine Bestandesinventur.

Die Sickerwassermenge wurde indirekt über ein mathematisches Simulationsmodell in täglicher Auflösung berechnet. Das Rechenmodell beschreibt mit Hilfe meteorologischer und bodenhydrologischer Meßwerte sowie einer bodenphysikalischen Charakterisierung des Bodens (pF- und K_r -Kurven) die Wasserbewegung innerhalb der definierten Fließregion. Die erforderlichen Parameter Bestandesniederschlag (bzw. Infiltration), Durchwurzelungsintensität und Bodensaugspannung (Matrixpotential) wurden an den Untersuchungsstandorten bestimmt. Die klimatologischen Parameter Luftfeuchte und Lufttemperatur wurden vor Ort an einer im Untersuchungsgebiet eingerichteten Wetterhütte gemessen. Die Globalstrahlung wurde von der Wetterstation Zinnwald-Georgenfeld des Deutschen Wetterdienstes (DWD) übernommen.

Der Gebietsabfluß wurde kontinuierlich über einen Schreibpegel erfaßt.

3.2 Feldarbeiten

Im Sommer 1992 wurden im oberen Drittel des Waldeinzugsgebiets Pöbelbach drei Dauermeßflächen angelegt, jeweils eine auf Plateau und Unterhang des NE-exponierten Hanges, die dritte ca. 2 km nordöstlich im oberen Drittel des SW-exponierten Hanges. Alle Meßflächen befinden sich innerhalb von Fichtenaltholzbeständen, die beiden NE-Flächen auf Zweiglimmer-Paragneis, die SW-Fläche auf Schönfelder Quarzporphyr. Nachfolgend werden die wesentlichen Arbeiten im Gelände beschrieben. Tabelle 8-3 im Anhang faßt die Feldmeßstationen und Feldmessungen zusammen. Die Termine der Beprobungsperioden gehen aus Tabelle 8-4 des Anhangs hervor.

Zur Erfassung der **GEBIETSEINTRÄGE** wurden seit April 1992 die **Freiflächenniederschläge (FN)** und die **Bestandesniederschläge (BN)** bzw. **Kronentraufniederschläge** mittels Totalisatoren in 4 Wiederholungen eingefangen. Zur Verringerung des Verdunstungsverlustes wurde die Siebplatte der als Auffangtrichter verwendeten Büchner-Trichter durch eine weitmächtige Nylongaze ersetzt. Während die Beprobung der Totalisatoren für die chemische Analytik monatlich erfolgte (BOZAU 1995), wurde die Niederschlagsmenge wöchentlich gemessen. Im Winter wurde jeder Standort mit vier Schneeimern (2 BN und 2 FN) ausgestattet. Zusätzlich wurden Schneehöhe und das Wasseräquivalent der Schneedecke wöchentlich mit der Schneesonde „VOGELSBERG“ gemessen. Der **Stammabfluß** wurde nicht gemessen. Dies ist gerechtfertigt, da nach Untersuchungen von DELFS et al. (1958), zitiert in LINKERSDÖRFER & BENECKE (1987), der Stammabfluß bei Fichte nur 2 bis 5 % des „Waldniederschlags“ ausmacht. BENECKE (1984) sowie ULRICH & MATZNER (1983), zitiert in SCHULTZ (1987), gehen sogar bei Fichte von Stammabflußanteilen unter 1 % des Bestandesniederschlags aus.

Zur Erfassung des **STREUFALLS**, als nicht wässriges Transportmedium, wurden im Mai 1993 je Bestand 3 Polyethylentrichter mit einer Auffangfläche von je 0,25 m² aufgestellt Ihre Beprobung erfolgte monatlich. Bestandesniederschlag (bzw. Infiltration) und Streufall ergeben zusammen den oberirdischen Bodeneintrag.

Ein unterirdischer Bodeneintrag mit der **WURZELSTREU** wurde nicht erfaßt. Es wird angenommen, daß in den untersuchten Altholzbeständen das Verhältnis zwischen absterbenden

und zuwachsenden Feinwurzeln in etwa ausgeglichen ist, so daß kein gerichteter Nettofluß erfolgt.

Der Elementoutput aus dem Boden durch den Zuwachs der Bestandesbiomasse wurde im Oktober 1994 mittels einer **BIOMASSENINVENTUR** erfaßt. Hierzu wurde die Inventur einzelner Bäume mit einer Bestandesaufnahme je Standort kombiniert. Die Verfahren sind bei KRAMER & AKÇA (1987) beschrieben. Je Standort wurde ein Baum mittleren Ausmaßes gefällt, vermessen und kompartmentweise beprobt. Das Nichtderbholz wurde vor Ort ausgewogen. Die Stämme wurden in Zweimeterintervallen segmentiert und ihr jährlicher Zuwachs mit Hilfe des Jahrringmeßgeräts von JOHANN (1977) ermittelt. Zur Berechnung des Derbholzvorrates auf den Untersuchungsflächen wurde die Grundfläche und mittlere Baumhöhe der drei Fichtenbestände in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsflächen bestimmt. Die genaue Vorgehensweise bei der Einzelbaum- und Bestandesinventur wird in Kapitel 4.2 beschrieben.

Zur Gewinnung der **HUMUS- UND BODENLÖSUNG** wurden in 3 verschiedenen Tiefen Unterdrucklysimeter in dreifacher Wiederholung installiert. Bau, Reinigung, Konditionierung und Installation dieser Keramikkerzen ist bei MEIWES et al. (1984a) beschrieben, der Aufbau der gesamten Lysimeteranlage bei RABEN (1988). In den Fichtenaltbeständen erfolgte der Einbau der Lysimeterkerzen horizontal im Grenzbereich Oh-Lage/A-Horizont, (Humusauflagenoutput bzw. Mineralbodeninput) sowie vertikal in 20 (Oberbodenoutput) und 70 cm Mineralbodentiefe. Das Sickerwasser in 70 cm Tiefe kann an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) als Bodenoutput betrachtet werden, da an diesen Standorten ab 50 cm Tiefe nur noch eine „sehr schwache“ Durchwurzelungsintensität (1-2 Feinwurzeln pro dm²) besteht (s. Kapitel 4.1). Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) endet der Intensivwurzelraum (mehr als 5 Feinwurzeln pro dm²) in 90 cm Bodentiefe. Aus technischen Gründen wurde jedoch auch an diesem Standort das Sickerwasser zur Berechnung des Ökosystemoutputs in 70 cm Bodentiefe gewonnen. Der Einbau der Lysimeter erfolgte im Juli 1992. Die ersten zwei Flaschenfüllungen wurden verworfen. Von September 1992 bis einschließlich Dezember 1993 wurden die Lysimeteranlagen monatlich beprobt, d. h. die gewonnenen Lösungen wurden in säuregespülte Polyethylenflaschen umgefüllt und nach Messung von pH und elektrischer Leitfähigkeit mit destillierter HNO₃ zweiprozentig angesäuert und bei 2-4 °C gekühlt und dunkel gelagert. Für

die Anionenanalytik wurden 25 ml Probenlösung gesondert abgefüllt und unbehandelt eingefroren.

Termingleich mit der Lysimeterbeprobung wurde das **OBERFLÄCHENWASSER** des Pöbelbachs an drei Stellen beprobt. Die obere Probenahmestelle des Pöbelbachs befindet sich ca. 500 m unterhalb seines anmoorigen Quellgebietes. Eine für die Beprobung geeignete Hauptquelle läßt sich nicht abgrenzen. Etwa 3,2 km unterhalb der oberen Beprobungsstelle wurde der Gebietsoutput beprobt, kurz vor dem Beginn landwirtschaftlicher Einflüsse (Grünland).

Der Abfluß des Pöbelbachs wurde am Meßwehr „Bärenfels“, welches vom REFERAT FÜR WASSERMENGENWIRTSCHAFT UND WASSERBAU DES SÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE betreut wird, erfaßt und linear auf das etwas kleinere Untersuchungsgebiet umgerechnet. Abflußdaten zum Oberlauf des Pöbelbachs liegen seit 1966 vor (Kapitel 2.2).

Zur Ermittlung der Elementgehalte und -vorräte im **AUFLAGEHUMUS** wurden im August 1992 an den drei Waldstandorten die L/Of- und die Oh-Lage in zweifacher Wiederholung mittels eines Humusstechrings von 27,5 cm Durchmesser (594 cm²) volumengerecht beprobt, wobei die Krautschicht (*Avenella flexuosa*) im Kompartiment L/Of miterfaßt wurde.

Die Beprobung der **BODENFESTPHASE** erfolgte im Juli 1992. Hierzu wurde an jedem Standort ein ca. 160 cm tiefer Baggerschurf angelegt. Nach Profilansprache mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) wurden die Schürfe horizontweise bzw. bei Horizonten über 10 cm Mächtigkeit tiefenstufenweise in 10-cm-Intervallen beprobt. Zusätzlich wurden in den skelettärmeren Tiefenstufen ungestörte Bodenproben genommen, um Aussagen über Elementvorräte und physikalische Eigenschaften des Bodens machen zu können. Die Probenahme erfolgte mittels 250-cm³-Stechzylinder. Die Vorgehensweise ist bei HARTGE et al. (1989) beschrieben.

Von der Schurfbasis ausgehend wurden je Standort 2 bis 3 **Bohrungen** durchgeführt. Aus den Bohrkernen wurden in 20-cm-Intervallen 10 cm lange Kernpartien entnommen, welche je Standort und Tiefenstufe zu einer Mischprobe vereinigt wurden.

Um den Bodenhorizonten und Tiefenstufen Pufferbereiche zuordnen zu können, wurde direkt nach der Probenahme der **pH(H₂O)-Wert** an Teilproben bestimmt. Hierbei wurde nach der von ULRICH et al. (1984) empfohlenen Methode verfahren. Ca. 10 g feldfrisches Proben-

material wurde mit 10 bis 15 ml Aquadest versetzt und verrührt, so daß sich eine gut vermischte Bodensuspension bildete. Nach 5 Minuten wurde der pH-Wert in der wässrigen Bodensuspension mit einer Einstabglaselektrode von INGOLD, Typ LOT 406 M6-S7, gemessen. ULRICH (1981) konnte zeigen, daß die auf diese Art an der Bodenmatrix bestimmten $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte den pH-Werten einer Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) sehr gut vergleichbar sind.

3.3 Laborarbeiten

3.3.1 Bodenphysikalische Untersuchungen

Zur Bestimmung der **pF-Kurven** wurden mit 250 cm³-Stechzylindern „ungestörte“ Proben aus verschiedenen Tiefenstufen horizontal entnommen. Die Proben wurden auf keramische Platten gestellt, mit Wasser aufgesättigt und anschließend, durch Anlegen verschiedener Unterdrücke in Zwischenstufen (2,5, 10, 18, 32, 56, 100 cmWs), bis auf 330 cmWs entwässert. Dabei wurde nach jeder Zwischenstufe der Wasserverlust gravimetrisch bestimmt (OPARA-NADI 1979). Nach Anwendung der Unterdruckmethode wurde die Entwässerung der Proben mit Hilfe der Drucktopfmethode von RICHARD et al. (1965) an gestörten Teilproben fortgesetzt.

An anderen Stechzylinderproben wurde die **gesättigte Leitfähigkeit** (K_f) untersucht. Hierzu wurden die Stechzylinderproben auf einer sehr durchlässigen Unterlage mit entlüftetem Wasser sehr vorsichtig überstaut und anschließend die gesättigte Wasserleitfähigkeit nach der bei BENECKE (1987) beschriebenen Haubenpermeameter-Methode gemessen. Man erfaßt dabei unter instationären Strömungsbedingungen die Perkulationszeit für ein festgelegtes Wasservolumen bei abnehmender Druckdifferenz.

Die **Bodenart** wurde horizontweise bzw., bei Horizonten über 10 cm Mächtigkeit, tiefenstufenweise mittels der Fingerprobe im Gelände bestimmt, unter Zuhilfenahme des Bestimmungsschlüssels der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982).

Der **Tonanteil** wurde unter Berücksichtigung der im Gelände bestimmten Bodenart aus der Tabelle zur Bestimmung der Bodenart des Feinbodens der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) abgeleitet.

3 Methodik und Fehlerrechnung

Zur Bestimmung des **Skelettanteils** (*SKA*) und des **Feinbodenanteils** (*FBA*) wurde das Gesamtgewicht der volumengerecht genommenen Bodenproben nach der Trocknung bei 40 °C gemessen. Nach Absiebung des Feinbodens mittels eines 2 mm feinen PE-Siebes wurde das zurückgebliebene Bodenskelett gewaschen, getrocknet und anschließend erneut gewogen. Mit den Gewichtsdaten lassen sich *SKA* und *FBA* wie folgt berechnen:

Gl. 3.3-1: Berechnung des Skelettanteils im Boden

$$SKA = \frac{\text{Skelettgewicht}}{\text{Gesamtbodengewicht}}$$

Gl. 3.3-2: Berechnung des Feinbodenanteils im Boden

$$FBA = 1 - SKA$$

Das Gesamtbodengewicht bezogen auf das Probenvolumen ergibt die Trockenraumdichte (*TRD*).

Gl. 3.3-3: Berechnung der Trockenraumdichte des Bodens

$$TRD = \frac{\text{Trockengewicht (40°C) des Gesamtbodens}}{\text{Probenvolumen}}$$

Im Gegensatz zur spezifischen Dichte beinhaltet die Trockenraumdichte als eine Form der scheinbaren Dichte neben der Bodenfestphase auch den Porenraum einer Bodenprobe. Der Begriff der Trockenraumdichte wird nicht immer eindeutig verwendet. Manche Autoren gebrauchen ihn als synonym zur Lagerungsdichte (z. B. HARTGE et al. 1989), andere wiederum sehen in der Trockenraumdichte eines Bodens das Verhältnis der trockenen Feinbodenmasse zum Feinbodenvolumen (z. B. VÖLKER 1992). An dieser Stelle bezieht sich der Begriff auf den Gesamtboden, der bei 40 °C getrocknet wurde.

Die **spezifische Dichte** (ρ_{spez}) des Bodens ist von der Mineralzusammensetzung und dem Humusgehalt des Bodens abhängig. Ausgehend von einer Dichte von 2,64 g/cm³ für die mineralische Substanz und 1,24 g/cm³ für die organische Substanz läßt sich ein Annäherungswert für die spezifische Dichte (ρ_{spez}) wie folgt berechnen:

Gl. 3.3-4: Berechnung der spezifischen Dichte des Bodens

$$\rho_{spez} = 2,64 \cdot (1 - \text{Humusanteil}) + 1,24 \cdot \text{Humusanteil}$$

Die Bestimmung des Humusgehalts wird in Abschnitt 3.3.2 beschrieben.

Das **Gesamtporenvolumen** (GPV) wurde an den im Labor erstellten pF-Kurven abgelesen (Abb. 4.3-4 und 4.3-5). Es entspricht dem Wassergehalt des Bodens in Volumenprozent bei Wassersättigung.

Die **Durchwurzelung** des Bodens wurde mit Hilfe der Klassifikation der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) im Gelände bewertet.

3.3.2 Bodenchemische Untersuchungen

VORBEHANDLUNG DER PROBEN

Die **Humusproben** wurden 2 Wochen bei 60 °C luftgetrocknet, mit einem Polyethylensieb auf 2 mm gesiebt, mit dem Probenteiler homogenisiert und anschließend in der Achatmühle (5 Kugeln) 10 Minuten lang auf <0,2 mm pulverisiert. Zur Ermittlung des Trockengewichts wurden Teilproben bei 105 °C 3 Tage lang getrocknet.

Die **Mineralbodenproben** wurden 2 Wochen lang bei 40 °C im Trockenschrank getrocknet, mit einem Polyethylensieb auf 2 mm gesiebt und anschließend mit einem Probenteiler homogenisiert. Je Probe wurde eine Teilmenge 5 Minuten lang in der Achatmühle (5 Kugeln) pulverisiert. Mahlgut, Feinboden und Bodenskelett jeder Probe wurden getrennt in Polyethylen-dosen abgefüllt.

C/N- UND HUMUSGEHALTSBESTIMMUNG

Eine Menge von 5 bis 10 mg je gemahlene Humusprobe bzw. in Abhängigkeit vom Humositätsgrad 30 bis 70 mg je gemahlene Mineralbodenprobe wurde in ein Zinnschiffchen eingewogen, welches mittels einer Pinzette zur Kugel gerundet wurde. Im CN-Gaschromatograph der Firma HERAEUS wurde die Probe samt Zinnfolie bei 1000 °C verbrannt und anschließend zuerst der Gesamtstickstoff- und dann der Gesamtkohlenstoffgehalt durch einen Wärmeleitfähigkeitsdetektor gemessen. Die Angabe des Humusgehalts erfolgt in Gew.-%, nachdem der

C-Gehalt mit Faktor 2 (Auflagehumusprobe) bzw. Faktor 1,724 (Mineralbodenproben) multipliziert wurde (Bodenkundliche Kartieranleitung der AG BODENKUNDE 1982; SCHACHT-SCHABEL et al. 1998).

Zusätzlich wurde an Teilproben (105 °C Trockenproben) der pF-Stechzylinderproben nach Ermittlung der pF-Kurven (s. o.) der Humusgehalt auf direktem Wege durch trockene Veraschung der Proben im Muffelofen bei 500 °C bestimmt. Mit dem Veraschungswert wird jedoch der tatsächliche Humusgehalt durch Freisetzung von Kristallwasser der Tonminerale überschätzt. Der Fehler der Veraschungsmethode steigt mit wachsendem Tongehalt (VÖLKER & FRIEDRICH 1991).

EFFEKTIVE AUSTAUSCHKAPAZITÄT (NH₄Cl-EXTRAKTION)

Zur Bestimmung der Konzentrationen ammoniumaustauschbar gebundener Kationen an der Bodenfestphase wurden je Bodenprobe 2,5 g des getrockneten und gesiebten Mineralbodens mit 100 ml 1 n NH₄Cl-Lösung perkoliert. Dabei werden die adsorptiv gebundenen Kationen gegen NH₄⁺-Ionen ausgetauscht. Die ungepufferte NH₄Cl-Lösung weist einen pH-Wert von 4,1 bis 4,6 auf, was ungefähr dem bodeneigenen pH-Wert entspricht. Im Perkolat wurden die freigesetzten H⁺-Ionen durch Messung des pH-Werts vor und nach der Perkolation bestimmt. Dabei wurde mit Hilfe eines Rechenprogramms des INSTITUTS FÜR BODENKUNDE UND WALDERNÄHRUNG der Universität Göttingen (PRENZEL s. a.) die Hydrolyse der freigesetzten Al-Kationen berücksichtigt. Die Konzentrationen der übrigen Kationen wurden mit Hilfe der unten beschriebenen Meßmethoden ermittelt. Die effektive Austauschkapazität (AK_e) errechnet sich aus der Summe der Ionenäquivalente der einzelnen Kationen, wobei davon ausgegangen wird, daß Mn zweiwertig, Fe und Al dreiwertig am Austauscher gebunden sind. Da nach der Perkolation das NH₄ nicht rückgetauscht worden ist, kann nicht ausgeschlossen werden, daß ein Teil der im Perkolat gemessenen Kationen aus löslichen Salzen, Oxiden oder Hydroxiden des Bodens stammt.

TOTALAUFSCHLUß

Im Totalaufschluß werden weitestgehend alle Elemente von Böden, Gesteinen und biogenen Materialien in Lösung gebracht. Die mineralischen und organischen Proben wurden in Anlehnung an das von RUPPERT (1987) und HEINRICHS & HERRMANN (1990) beschriebene Verfahren aufgeschlossen.

Etwa 200 mg der gemahlene Bodenproben bzw. ca. 500 mg der gemahlene organische Proben (Humus, Nadeln, Holz, Bast und Borke) wurden in Teflontiegel der Druckaufschlußapparatur des INSTITUTS FÜR GEOLOGIE UND DYNAMIK DER LITHOSPHERE DER UNIVERSITÄT GÖTTINGEN eingewogen und mit einem Gemisch aus hochreinen konzentrierten Säuren versetzt. Bei den Mineralproben erfolgte die Zugabe von 5 ml Flußsäure (HF 45 %), 5 ml Perchlorsäure (HClO₄ 70 %) und 2 ml Salpetersäure (HNO₃ 65 %). Die organischen Proben wurden mit 5 ml Salpetersäure und nach einem Tag des Einwirkens mit 5 ml Perchlorsäure und 2 ml Flußsäure versetzt. Anschließend wurden die Proben in den verschlossenen Tiegel im Aluminiumblock bei 170 °C aufgeschlossen. Mit Hilfe eines programmierbaren Temperaturreglers wurde der Aluminiumblock innerhalb von 3 Stunden auf 170 °C aufgeheizt und 5 Stunden lang auf dieser Temperatur gehalten. Nach halbstündiger Wasserkühlung der Apparatur wurden die Aufschlußsäuren unter Verwendung einer Teflon-Abrauchplatte 14 Stunden bei 180 °C abgeraucht und der Rückstand mit 2 ml hochreiner Salpetersäure (65 %), 0,6 ml HCl (38 %) und 5 ml deionisiertem Wasser, welches zweifach destilliert worden war, aufgenommen. Anschließend wurden die Tiegel erneut verschlossen und für eine Stunde auf 90 °C aufgeheizt. Nach dem Abkühlen wurde die Lösung mit Hilfe des deionisierten Wassers in 50 ml Meßkolben gespült und letztgenannte bis zur Eichmarke aufgefüllt. Für die Messung der Elementkonzentrationen wurde die Aufschlußlösung in säuregespülte Polyethylenflaschen umgefüllt.

In jedem Aufschlußblock zu je 16 Proben lief eine Säure-Blindprobe mit, um eventuelle Kontaminationen erkennen zu können. Ebenso wurde jedem Aufschlußblock eine Referenzprobe des Instituts hinzugefügt, um nach Messung der Elementkonzentrationen in den Aufschlußlösungen die Richtigkeit der Meßergebnisse bewerten zu können. Zur Kontrolle der Reproduzierbarkeit des Aufschlußverfahrens wurde nach jeweils 10 Proben eine Wiederholungsprobe hinzugefügt.

MEßTECHNIK

Die pH-Werte wurden potentiometrisch mit einer Einstabglaselektrode von INGOLD, Typ LOT 406 M6-S7, gemessen.

Die Bestimmung der C- und N-Gesamtgehalte der Humusaufgabe und des Feinbodens erfolgte wie oben beschrieben am CN-Gaschromatographen der Firma HERAEUS.

Die Elementkonzentrationen im AK_e-Perkolat wurden am Flammen-AAS VARIAN SPECTRAA 300 gemessen.

In den Totalaufschlußlösungen, Sickerwässern und Bachwässern wurden die Elemente Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na und P durch optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma am ICP-OES-Gerät Maxim I der Firma APPLIED RESEARCH LABORATORIES (ARL), Firmengruppe FISIONS INSTRUMENTS (seit 1996 THERMO INSTRUMENTS) gemessen. Mit dem gleichen Gerät erfolgten die Messungen von Ca und Al in den Niederschlagsproben. Die übrigen Kationen der Niederschlagsproben wurden von BOZAU (1995) am FAAS von PERKIN-ELMER (Fe, Mg, Mn) bzw. am FAES von PERKIN-ELMER (K, Na) bestimmt.

Die Anionen Cl, Br, NO₂, NO₃, PO₄ und SO₄ der Sickerwässer und Bachwässer wurden flüssigchromatographisch am Ionenchromatographen DX 500 der Firma DIONEX bestimmt. Als Meßzelle fungierte ein Leitfähigkeitsdetektor. Eine NaHCO₃/Na₂CO₃-Lösung diente als Eluent. Um das Blockieren von Austauschplätze der Hauptsäule durch Huminsäuren der Sickerwässer zu verhindern, wurde dem System „Vorsäule Typ AG4A vor Hauptsäule ASA4“ die Huminsäuren-Vorsäule „NG1“ vorgeschaltet. In regelmäßigen Abständen wurden die Austauschersäulen in umgekehrter Reihenfolge durchspült, um die durch blockierende Huminsäuren verminderte Austauscherkapazität zu regenerieren. Hierzu wurden die Säulen 30 Minuten mit einer 90%igen Acetonitril-Lösung, 15 Minuten mit deionisiertem Seralpur-Wasser und abschließend 30 Minuten mit dem Anionen-Eluenten durchspült. Die Anionen F, Cl, NO₃, PO₄ und SO₄ der Niederschlagsproben wurden von BOZAU (1995) am Ionenchromatographen DX 4000i der Firma DIONEX bestimmt.

Das nur in den Niederschlagsproben gemessene Ammonium wurde von BOZAU (1995) gemäß DIN 38406/E5 am MILTON-ROY-Photometer „Spectronic 1201“ bestimmt.

NACHWEISGRENZEN

Die Nachweisgrenze eines Gerätes gibt für jedes Element die Konzentration an, welche noch mit einer vorgegebenen statistischen Sicherheit quantitativ nachgewiesen werden kann. Zur Ermittlung der Nachweisgrenze eines Elements wird eine Blindlösung mehrmals gemessen und die Standardabweichung vom mittleren Meßwert berechnet. Gemäß den Forderungen der IUPAC (INTERNATIONAL UNION FOR PURE AND APPLIED CHEMISTRY) entsprechen die in dieser Arbeit angegebenen Nachweisgrenzen der dreifachen Standardabweichung aus den Blindwertmessungen. Eine hohe Zahl an Meßwiederholungen vorausgesetzt, beträgt somit das Risiko, ein analytisches Signal irrtümlich für einen Meßwert zu halten, 0,14 %.

Die Nachweisgrenzen des C/N-Gaschromatographen und des Flammen-AAS wurden vom INSTITUT FÜR BODENKUNDE UND WALDERNÄHRUNG der Universität Göttingen übernommen. Für das ICP-OES wurden die Nachweisgrenzen von TER GLANE (1995) aus 11 Messungen an einer Blindlösung ermittelt. Die Bestimmung der Nachweisgrenze von Ammonium am Photometer erfolgte durch BOZAU (1995). Die Nachweisgrenzen des Ionenchromatographen für die in dieser Arbeit gemessenen Anionen wurden von ZIMMERMANN (mündl. Mitt.) bestimmt.

In Tabelle 8-5 des Anhangs sind die Nachweisgrenzen der benutzten Geräte zusammengefaßt. Alle Meßwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden in den weiteren Berechnungen dieser Arbeit nicht miteinbezogen.

3.4 Fehlerabschätzung

Die in diesem Kapitel durchgeführte Fehlerberechnung berücksichtigt nur die Fehler der chemischen Analytik. Systematische Fehler, die sich nicht verhindern ließen oder nur durch einen nicht zu leistenden zusätzlichen Aufwand vermeidbar gewesen wären, werden in dieser Arbeit an passender Stelle diskutiert.

Bei der chemischen Aufbereitung und Messung von Proben können zufällige und systematische Fehler auftreten:

Zufällige Meßfehler entstehen aufgrund von Unregelmäßigkeiten in der Funktion, Handhabung und Ablesung der Meßgeräte und bewirken je nach Zufall eine Erhöhung oder Verringerung des Meßwertes. Sofern der zufällige Meßfehler, mit dem eine Messung behaftet ist, aus der Addition von vielen kleinen Fehlern resultiert, verteilen sich bei mehr als dreißigfacher Wiederholung der gleichen Analyse die Meßwerte in Form der Gaußschen Normalverteilungsfunktion um den in der Scheitelposition liegenden Mittelwert. Liegt die Zahl der Wiederholungen unter 30, verteilen sich die Meßwerte in Form der Studentschen t-Verteilung, eine „gestauchte Normalverteilungskurve“ mit größerer Standardabweichung, um den Mittelwert.

Systematische Fehler resultieren z. B. aus einer falschen Geräteeichung oder der falschen Handhabung der Meßinstrumente. Sie verfälschen alle Meßwerte in die gleiche Richtung, d. h. alle Meßwerte werden entweder vergrößert oder verkleinert.

Um den zufälligen und den systematischen Fehler abzuschätzen, muß im ersten Fall die **Präzision** des Meßverfahrens statistisch bewertet werden und im zweiten Fall die **Richtigkeit** der Messungen mit Hilfe bekannter Soll-Werte von Referenzproben überprüft werden.

3.4.1 Präzision (Reproduzierbarkeit, Wiederholgenauigkeit)

Statistische Kennziffer für die Präzision des Meßverfahrens, also für die Größe des zufälligen Meßfehlers, ist die Standardabweichung. Sie kennzeichnet die Form der Gaußschen Glockenkurve, deren Wendepunkte jeweils eine Standardabweichung vom Scheitelpunkt (Position des Mittelwertes) entfernt liegen. Je besser die Präzision eines Meßverfahrens ist, um so schmaler ist die Verteilungskurve.

Sofern die an einer Probe vorgenommene Zahl der Wiederholungsmessungen 30 übersteigt, wurde die Standardabweichung in ihrer einschlägigen Form berechnet (z. B. BAHRENBURG & GIESE 1975). Dies gilt in dieser Arbeit für die Messung der Anionenkonzentrationen wässriger Proben am Ionenchromatographen. Eine Kalibrationsprobe mittlerer Konzentration wurde als Probe 48 mal gemessen. Ausreißer, die außerhalb des Bereichs $\bar{x} \pm 4s$ lagen, wurden ausgesondert. Die Zahl der Freiheitsgrade beträgt 47.

Gl. 3.4-1: Einschlägige Formel zur Berechnung der absoluten Standardabweichung

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

- s = Standardabweichung, berechnet aus n Parallelmessungen an einer Probe
 x_i = Einzelmessung
 \bar{x} = arithmetischer Mittelwert aus allen Parallelmessungen
 n = Anzahl der Parallelmessungen an einer Probe ($n=48$)
 $n-1$ = Anzahl der Freiheitsgrade (f)

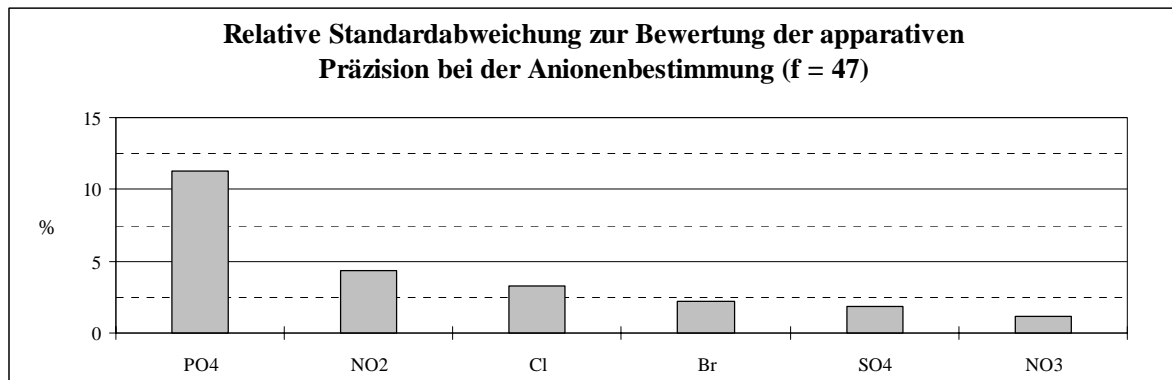


Abb. 3.4-1: Relative Standardabweichung zur Bewertung der apparativen Präzision (Reproduzierbarkeit), bestimmt an 48 Parallelbestimmungen einer wässrigen Probe mittlerer Zusammensetzung (Anzahl der Freiheitsgrade beträgt 47)

Im Fall der Kationenkonzentrationsbestimmungen an der ICP-OES liegt eine größere Anzahl von Doppelbestimmungen an verschiedenen Proben vor. Konkret wurden 54 Proben doppelt aufgeschlossen und anschließend gemessen. In diesem Fall erfolgte die Berechnung der Standardabweichung in ihrer modifizierten Form, wie sie bei KAISER & SPECKER (1955) angegeben wird (Gl. 3.4-2). Aufgrund größerer Konzentrationsunterschiede zwischen den verschiedenen Proben wurden die absoluten Abweichungen der Doppelbestimmungen in relative umgerechnet. Als Ergebnis ergibt sich die relative Standardabweichung. Die Zahl der Freiheitsgrade beträgt 27.

Gl. 3.4-2: Berechnung der relativen Standardabweichung nach KAISER & SPECKER (1955)

$$s_{rel} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n/2} \left(\frac{x_i' - x_i''}{\bar{x}_i} \right)^2}{n}}$$

- s_{rel} = relative Standardabweichung, berechnet aus Doppelbestimmungen an mehreren ($n/2$) Proben
- x_i' = erster Einzelmeßwert der Doppelbestimmung
- x_i'' = zweiter Einzelmeßwert der Doppelbestimmung
- \bar{x}_i = arithmetisches Mittel der Doppelbestimmung
- n = Anzahl der Bestimmungen (Analysen)
- $n/2$ = Anzahl der Proben (Anzahl der Freiheitsgrade)

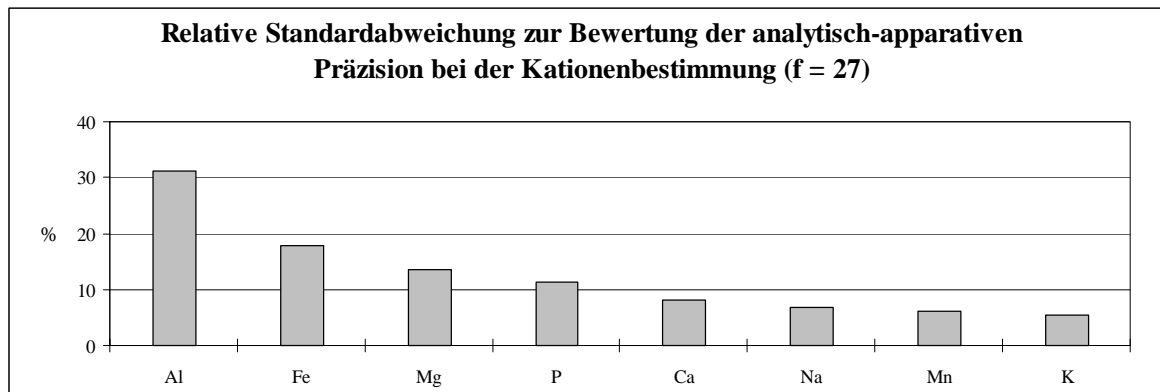


Abb. 3.4-2: Relative Standardabweichung zur Bewertung der analytischen und apparativen Präzision (Reproduzierbarkeit), bestimmt durch Doppelbestimmungen an 27 mineralischen Proben (Anzahl der Freiheitsgrade beträgt 27)

3.4.2 Richtigkeit (Treffergenauigkeit)

Trotz hoher Präzision des Meßverfahrens kann der Meßwert deutlich verschieden vom „wahren Wert“ sein. Systematische Fehler können eine Parallelverschiebung der Verteilungskurve verursachen, ohne daß sich ihre Gestalt ändert. Daher muß die Richtigkeit der Meßergebnisse überprüft werden, d. h. der analytisch bestimmte Meßwert (Ist-Wert) einer Komponente muß mit ihrem „wahren Wert“ (Soll-Wert, Literaturwert) verglichen werden.

Hierzu wurden die hausinternen Referenzproben „TW 125“ (Wissenbacher Tonschiefer) und „GD 116“ (Dainroder Grauwacke) des INSTITUTS FÜR GEOLOGIE UND DYNAMIK DER LITHOSPHERE DER UNIVERSITÄT GÖTTINGEN sowie die Referenzproben „TW 59“ (Wissenbacher Tonschiefer) und „GD 60“ (Dainroder Grauwacke) des GEOCHEMISCHEN INSTITUTS DER GÖTTINGER UNIVERSITÄT, also Proben mit bekannten Elementkonzentrationen, entsprechend den zu untersuchenden Proben aufgeschlossen und innerhalb des Meßzyklus mehrfach gemessen. Eine Gegenüberstellung der gemittelten Meßwerte zu den Literaturwerten der Referenzproben zeigt Tabelle 8-6 im Anhang.

Anhand der empfohlenen Referenzprobe „GD 60“ wurde unter Anwendung des *t-Tests* (DOERFFEL 1990) für jedes Element die Übereinstimmung des Mittelwertes der einzelnen Meßergebnisse mit dem vorgegebenen Soll-Wert (Literaturwert) überprüft.

3 Methodik und Fehlerrechnung

Gl. 3.4-3: *t*-Test nach DOERFFEL (1990)

$$t = \frac{\bar{x} - \mu}{s} \cdot \sqrt{n}$$

- t* = berechnete Prüfgröße, die mit dem Tabellenwert der Studentschen *t*-Verteilung unter Berücksichtigung von Freiheitsgrad ($f=n-1$) und statistischer Wahrscheinlichkeit ($P=99\%$) verglichen wird
- \bar{x} = Mittelwert, berechnet aus allen Einzelmessungen der Referenzprobe (Ist-Wert)
- μ = vorgegebener Soll-Wert (Literaturwert) der Referenzprobe
- s* = Standardabweichung, berechnet aus allen Parallelbestimmungen der Referenzprobe
- n* = Anzahl der Parallelbestimmungen von der Referenzprobe

Der berechnete „*t*-Wert“ wurde mit dem Tabellenwert der Studentschen *t*-Verteilung für den Freiheitsgrad $n-1$ und einer statistischen Wahrscheinlichkeit von 99 % (zweiseitiger Test) verglichen (SACHS 1984). Ist der berechnete *t*-Wert kleiner als der Tabellenwert, besteht kein signifikanter, sondern ein zufälliger Unterschied zwischen dem analytisch bestimmten Referenzprobenmittelwert und dem Soll-Wert (Literaturwert). In diesem Fall ist also die Richtigkeit des Meßwertes gegeben und somit eine systematische Ergebnisabweichung auszuschließen.

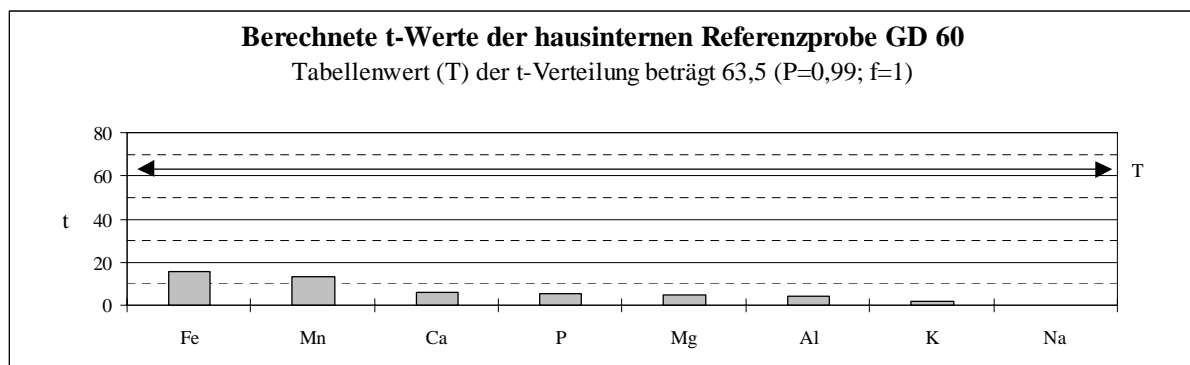


Abb. 3.4-3: *t*-Test zur Bewertung der Richtigkeit der Analytikergebnisse (Wahl einer statistischen Wahrscheinlichkeit von $P=99\%$; Anzahl der Freiheitsgrade beträgt 1)

Aus Abbildung 3.4-3 geht hervor, daß sich die berechneten *t*-Werte der untersuchten Elemente in dem Bereich der Studentschen *t*-Verteilung befinden, innerhalb dessen die *t*-Werte mit einer Wahrscheinlichkeit von 99 Prozent liegen, wenn die beobachteten Unterschiede zwischen den Ist-Werten und Soll-Werten als zufällig betrachtet werden. Somit ist der Unterschied zwischen den Ist-Werten und den Sollwerten (Literaturwerten) nicht signifikant.

4 BERECHNUNGSWEGE UND ERGEBNISSE

4.1 Profilmorphologie

Die Ergebnisse der Profilansprache im Gelände sind in den nachfolgenden Tabellen zusammengefaßt. Weitere im Labor erhobene Profildaten zeigen die Tabellen 8-7 bis 8-9 im Anhang.

STANDORT PÖBELBACH-OBERHANG (PÖOH)

Der Standort PöOh zeigt aufgrund seines sehr lockeren Gefüges ausgeprägte Horizontverschleppungen in die Tiefe. Das hier dargestellte Profil beschreibt die linke Stirnwandhälfte, auf welche sich auch die Beprobung beschränkte.

Lokalität:	Forstamt Bärenfels, Revier 2.06 Bärenfels, Abt. 683 a			
Position:	RECHTSWERT: 54 06 800	HOCHWERT: 56 27 800		
Höhe ü. NN:	760 m			
Relief u. Exposition:	steil (22°) nach Südwesten geneigter Oberhang			
Nutzung:	Fichtenaltholz (85 Jahre)			
Ausgangssubstrat:	mehr als 2 m mächtige Quarzporphyrschuttdecke über Schönfelder Quarzporphyr			
Bodentyp:	sehr skelettreicher mächtiger Braunerde-Podsol (Geländeansprache)			
Bodenform:	trockener Altenberger Quarzporphyr-Podsol (FORSTLICHE STANDORTS-KARTIERUNG THARANDT 1965)			
Humusform:	feinhumusreicher Moder bis rohhumusartiger Moder (10 cm mächtig)			
Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Skelettanteil [Vol-%]	Durchwurzelung [FW/dm ²]
Ae	25	sU	> 75	11-20
Bhs	50	s'U	> 75	11-20
Bs	90	s'U	> 75	11-20
Bsv	110	s'U	50-75	3-5
Bv	> 165	s'U	50-75	< 1

Tab. 4.1-1: Bodenprofilansprache am Standort Pöbelbach-Oberhang 1992

4.1 Profilmorphologie

STANDORT PÖBELBACH-PLATEAU (PÖP)

Lokalität:	Forstamt Bärenfels, Revier 2.01 Seyde, Abteilung 115 a ³			
Position:	RECHTSWERT: 54 07 400	HOCHWERT: 56 25 900		
Höhe ü. NN:	738 m			
Relief u. Exposition:	schwach (3°) nach Nordosten geneigtes Plateau			
Nutzung:	Fichtenaltholz (102 Jahre)			
Ausgangssubstrat:	mehr als 2 m mächtige Gneisschuttdecke über Zweiglimmer-Paragneisen der Krimov- und Rittersberger-Schichten der Rusova-Folge (PR3 Pr2-3)			
Bodentyp:	sehr mächtige Podsol-Braunerde (Geländeansprache)			
Bodenform:	mäßig frische Oelsengrunder Gneis-Braunerde (FORSTLICHE STANDORTS-KARTIERUNG THARANDT 1965)			
Humusform:	feinhumusarmer Moder (10 cm mächtig)			
Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Skelettanteil [Vol-%]	Durchwurzelung [FW/dm ²]
Aeh	8	l'U	30-50	11-20
Bhsv	16	l'U	30-50	21-50
Bsv	31	l'U	50-75	21-50
Bv	50	slU	50-75	6-10
BvCv	> 160	sU	> 75	1-2 bis 70 cm Tiefe, darunter < 1

Tab. 4.1-2: Bodenprofilansprache am Standort Pöbelbach-Plateau 1992

4.1 Profilmorphologie

STANDORT PÖBELBACH-UNTERHANG (PÖUH)

Lokalität:	Forstamt Bärenfels, Revier 2.01 Seyde, Abt. 116 a ⁴			
Position:	RECHTSWERT: 54 07 300	HOCHWERT: 56 26 200		
Höhe ü. NN:	690 m			
Relief u. Exposition:	stark (16°) nach Nordosten geneigter Unterhang			
Nutzung:	Fichtenaltholz (76 Jahre)			
Ausgangssubstrat:	70 cm mächtige Gneisschuttdecke über autochthoner 30 cm mächtiger Gneis-Zersatzzone über massiv anstehendem Zweiglimmer-Paragneis der Krimov- und Rittersberger-Schichten der Rusova-Folge (PR3 Pr2-3)			
Bodentyp:	mächtige Podsol-Braunerde (Geländeansprache)			
Bodenform:	frische Oelsengrunder Gneisbraunerde (FORSTLICHE STANDORTS-KARTIERUNG THARANDT 1965)			
Humusform:	feinhumusreicher Moder (8 cm mächtig)			
Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Skelettanteil [Vol-%]	Durchwurzelung [FW/dm ²]
Aeh	5	lU	10-30	11-20
Bsv	21	l'U	10-30	21-50
Bv	42	sU	30-50	6-10
BvCv	71	s*U	30-75	1-2
lCv	101	lS	> 75	< 1
Cv	> 180			

Tab. 4.1-3: Bodenprofilansprache am Standort Pöbelbach-Unterhang 1992

4.2 Festphasenflüsse

Quantitativ bedeutsame Stoffflüsse in einem Waldökosystem erfolgen überwiegend in wässriger Form (Niederschläge, Sickerwässer). Nicht zu unterschätzen sind jedoch auch die Ionentransporte im festen Aggregatzustand, wie die Ionenaufnahme in den Biomassezuwachs und der Elementtransfer über den Streufall, zumal der Teil der atmosphärisch eingetragenen Ionen, der im Kronenraum adsorptiv gebunden wird, mit dem Streufall zu Boden gelangt. Zusammen mit der Ionenauswaschung im Kronenraum (Leaching) sind der Biomassezuwachs und der bodenbürtige Teil des Streufalls Bestandteile des ökosysteminternen Stoffkreislaufs, welcher mit der Pflanzenaufnahme, also mit der Ionenaufnahme der Pflanzen aus dem Boden, geschlossen wird. Im Falle der Derbholznutzung wird allerdings ein Großteil der Zuwachsfracht dem internen Stoffkreislauf entzogen. Zudem sind Ionenaufnahme und Ionenabgabe der Pflanzen zeitlich und räumlich getrennt. So erfolgt die Ionenaufnahme überwiegend innerhalb der Vegetationszeit, verteilt auf den gesamten Wurzelraum, während die Ionenabgabe über Leaching und Streumineralisierung ganzjährig erfolgt und ausschließlich der Humusaufgabe zugute kommt. Aus diesen Gründen müssen die Festphasenflüsse des internen Stoffkreislaufs bei einer kompartimentweisen Bilanzierung des Waldökosystems Berücksichtigung finden.

4.2.1 Streufall

Beim Streufall handelt es sich um den Festphasenfluß von organischen Bestandteilen, wie Nadeln, Knospenschuppen, Blüten, Zapfen, Rindenstücken, Zweigen und Ästen. Auf dem Waldboden sammelt sich die Bestandesstreu an und bildet zusammen mit dem Bestandesniederschlag den oberirdischen Bodeneintrag. Die Wurzelstreu wird in dieser Arbeit nicht berücksichtigt, da in den untersuchten Fichtenaltholzbeständen von einer vernachlässigbaren Nettozuwachsrate des Wurzelsystems ausgegangen wird (s. auch Kapitel 4.5).

Die Messung des Streufalls erfolgte in der Zeit von Mai 1993 bis Juni 1994 durch 3 trichterförmige Kollektoren je Bestand mit einer Auffangfläche von je $0,5 \text{ m}^2$. Die Streufänger wurden mindestens einmal im Monat geleert, für die Analytik beprobt und das Trockengewicht (105 °C) der Streu für jede Sammelperiode bestimmt. Die Elementfracht mit der Streu wurde für jede Sammelperiode getrennt berechnet und anschließend zu Halbjahres- und Jahresflüssen aufaddiert. Die Verteilung der Sammelperioden auf die Halbjahre geht aus Tabelle 8-4 des Anhangs hervor. In Tabelle 4.2-1 werden die halb- und ganzjährigen Streuflüsse dargestellt. Ein unterirdischer Stoffeintrag in den Boden mit der Wurzelstreu wurde nicht erfaßt. Es wird

4.2 Festphasenflüsse

angenommen, daß im untersuchten Zeitraum das Verhältnis zwischen absterbenden und zuwachsenden Feinwurzeln ausgeglichen ist, so daß kein gerichteter Nettofluß erfolgt. Die Grobstreu (Äste) wurde abgeschätzt. Basierend auf jahrelangen Streumasseerhebungen in Fichtenaltbeständen des Sollings wurde in Anlehnung an das Grobstreu/Feinstreu-Verhältnis der Solling-Studie ein Anteil von 15 % (HEINRICH & HERGT 1990) auf das gemessene Feinstreuergebnis aufgeschlagen.

Streufall der Fichtenbestände an den Untersuchungsstandorten 1993/94				
<i>Kg / (ha · Periode)</i>	Standort	Winter	Sommer	Gesamtjahr
Feinstreu	PöOh	547	800	1347
Gesamtstreu	PöOh	629	920	1549
Feinstreu	PöP	2639	1185	3824
Gesamtstreu	PöP	3035	1363	4398
Feinstreu	PöUh	907	955	1863
Gesamtstreu	PöUh	1044	1098	2142

Tab. 4.2-1: Halb- und ganzjähriger Streufall der Fichtenbestände an den drei Untersuchungsstandorten des Pöbelbach-Einzugsgebiets 1993/94

Abbildung 4.2-1 zeigt den Verlauf der angefallenen Streumassen im Sammelzeitraum. Abgesehen von einer abnormen Streuproduktion im Dezember 1993, welche auf ein Orkanereignis am 09. Dezember 1993 zurückzuführen ist, zeigen die untersuchten Fichtenbestände einen kontinuierlich verlaufenden Streufall, mit einem deutlichen Maximum im Frühjahr 1994. Im Standortvergleich zeigt der Plateau-Standort (PöP) die höchste und der Oberhang-Standort (PöOh) die geringste Streuproduktion. Über den gesamten Sammelzeitraum betrachtet fällt am Plateau-Standort die zweieinhalbfache Streumenge (1,6fache ohne Dezember 1993) des Oberhang-Standorts an. Dem äußeren Vitalitätsbild der Bestände folgend entspricht dieses Meßergebnis nicht den Erwartungen, zumal der Oberhang-Standort südwestexponiert ist. Eine mögliche Erklärung könnte die höhere Biomasse des Plateau-Bestandes liefern (vgl. nachfolgenden Abschnitt).

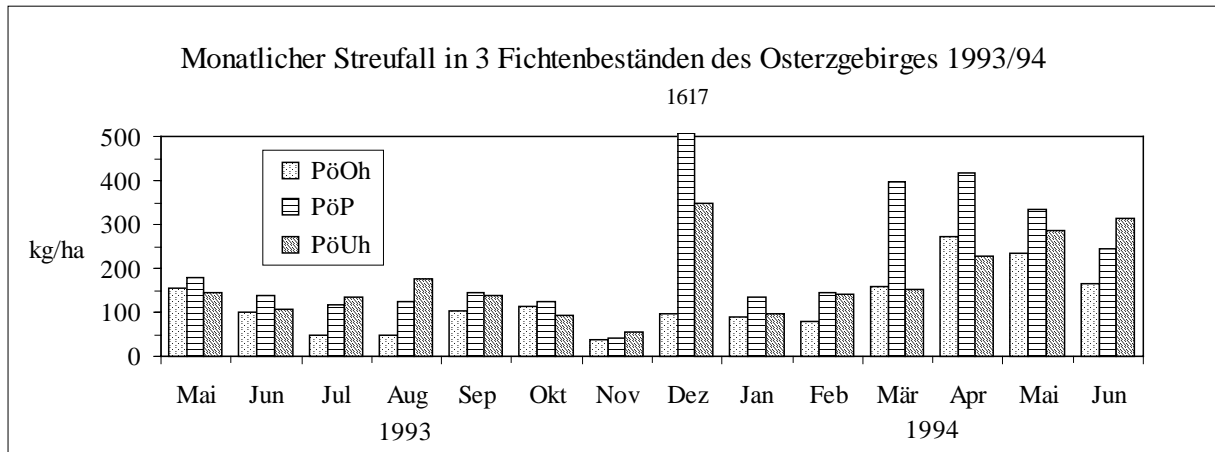


Abb. 4.2-1: Auf Monate umgerechnete Feinstreumassen auf den Untersuchungsflächen im Sammelzeitraum Mai 1993 bis Juni 1994

4.2.2 Biomasseninventur und Zuwachs

Über die Feinwurzeln der Bäume werden dem Boden Nährstoffe und Spurenelemente entzogen. Während der „umlaufende Anteil“ der Mineralstoffe in Form des Leachings und des Streufalls wieder zum Boden zurückkehrt, wird der „zuwachsende Anteil“ im Rinden-, Holz- und Wurzelzuwachs gespeichert. Da der Wurzelzuwachs in der Regel im Waldökosystem verbleibt kann er als „langsam umlaufender Anteil“ des pflanzlichen Ionenentzugs betrachtet werden. Demgegenüber wird, im Falle der wirtschaftlichen Nutzung des Bestandes, der Rinden- und Derbholtzzuwachs dem Waldökosystem entzogen.

Um die durch den oberirdischen Zuwachs der Baumbestände bedingte Rate der Ionenaufnahme aus dem Boden zu ermitteln, müssen für die Biomassekompartimente Rinde (Borke und Bast), Holz, Totholz und Nadeln zum einen der Biomassezuwachs im Untersuchungsjahr (1993) und zum anderen ihre entsprechenden Elementgehalte bestimmt werden. Der Ionenfluß „Zuwachs“ berechnet sich kompartimentweise durch Multiplikation der Biomassebildungsraten für das Jahr 1993 mit den zugehörigen Elementgehalten. In diesem Abschnitt wird der Weg zur Berechnung des oberirdischen Biomassevorrates und -zuwachses beschrieben. Hinsichtlich des Wurzelzuwachses wird ein Gleichgewicht zwischen Wurzelabbau (Mineralisierung) und Wurzelneubildung unterstellt.

ÜBERBLICK

Die Berechnung des oberirdischen Biomassezuwachses erfolgte durch Kombination von zwei dendrometrischen Untersuchungen, die beide in Anlehnung an KRAMER & AKCA (1987)

durchgeführt wurden. Abbildung 4.2-2 gibt einen zusammenfassenden Überblick zur Vorgehensweise. Zum einen wurde je Bestand der Zuwachs eines Bestandesmittelbaumes bestimmt, zum anderen die Derbholzmasse jedes Bestandes aufgenommen. Durch Übertragung der am Einzelbaum bestimmten Verhältnisse von Nichtderbholztrockenmasse zur Derbholztrockenmasse sowie vom Baumholztrockenmassezuwachs 1993 zur gesamten Baumholztrockenmasse wurden die Bestandesbiotrockenmasse und der Bestandesbiotrockenmassezuwachs 1993 berechnet.

EINZELBAUMUNTERSUCHUNG

Im Oktober 1994 wurde an jedem der drei Waldstandorte ein Bestandesmittelbaum, d. h. ein Baum mit mittlerem Brusthöhendurchmesser und mittlerer Höhe, ausgesucht und gefällt. Die Baumauswahl erfolgte unter Zuhilfenahme der Forsteinrichtungsergebnisse des Forstamtes „Bärenfels“ von 1987, wobei der zwischen Forsteinrichtung und Baumfällung erfolgte Zuwachs Berücksichtigung fand. Nach Vermessen des Derbholzes (Durchmesser > 7 cm mit Rinde) und Auswiegen des Nichtderbholzes wurde jeder Baum zur Ermittlung seines Zuwachses und seiner Elementgehalte beprobt.

Für die Analytik wurden Nadeln des 7. bis 10. Quirls jahrgangsweise, lebende und tote Äste sowie Stammrinde, -bast und -holz an den drei Stellen Brusthöhe, Stammitte und 1 m unterhalb des Zopfansatzes beprobt. Die Stammscheibendurchmesser wurden vermessen, um später flächenanteilige Mischproben je Baumstamm bilden zu können.

Zur Berechnung des jährlichen Stammzuwachses wurde von der Stammbasis (0,3 m) ausgehend alle 2 m eine 5 bis 10 cm dicke Stammscheibe entnommen. Die dendrometrische Vermessung erfolgte mit dem Jahrringmeßgerät von JOHANN (1977) am INSTITUT FÜR FORSTEINRICHTUNG UND ERTRAGSKUNDE DER UNIVERSITÄT GÖTTINGEN. Über Kreuz wurden die Jahresringe je Stammscheibe viermal vermessen.

Das Frischholzvolumen des Schaftholzes (SV, ohne Rinde) wurde unter Berücksichtigung einer Raumdichte (Trockenholzmasse in 1 m³ Frischholz) von 377 kg/m³ (KNIGGE & SCHULZ 1966) in Schaftholztrockenmasse (STM, 105 °C) umgerechnet. Der Abzug des Zopfachsenvolumens vom Schaftholzvolumen ergibt das Schaftderbholzvolumen (SDV), welches unter Berücksichtigung der Raumdichte in Schaftderbholztrockenmasse (SDTM)

umgerechnet wurde. Das Nichtderbholz wurde im Gelände ausgewogen und nach Bestimmung des Wassergehaltes in Trockenmasse (*NDTM*) umgerechnet. Die Summe von Schaftderbholztrockenmasse und Nichtderbholztrockenmasse ergibt die Baumholztrockenmasse (*BTM*). Auf der Grundlage des dendrometrisch ermittelten Brusthöhendurchmesserzuwachses und des Baumhöhenzuwachses für das Jahr 1993 (s. o.) wurde der Baumholztrockenmassenzuwachs 1993 (*BTMZ93*) unter Berücksichtigung der Raumdichte von Volumenzuwachs (*SVZ93*) in Schaftholztrockenmassenzuwachs (*STMZ93*) umgerechnet. Das Verhältnis *STMZ93/STM* angewandt auf die Baumholztrockenmasse (*BTM*) ergibt den Baumholztrockenmassenzuwachs 1993 (*BTMZ93*).

BESTANDESAUFNAHME UND BERECHNUNG DES BESTANDESBIOMASSENZUWACHSES

Zur Bestimmung des Derbholzvorrates auf den Untersuchungsflächen wurde die Bestandesgrundfläche nach der Winkelzählmethode mittels des Dendrometers von BITTERLICH und die mittlere Baumhöhe durch 15 bis 20 Baumhöhenmessungen auf und am Rande der Untersuchungsflächen mit Hilfe des BLUME-LEISS Höhenmessers bestimmt (KRAMER & AKCA 1987).

Die Berechnung des Bestandesderbfrischholzvorrats (-volumens) erfolgte mit Hilfe des Formhöhentarifs nach LAER & SPEIDEL (1959).

Gl. 4.2-1: Vorratsschätzung nach KRAMER & AKCA (1987)

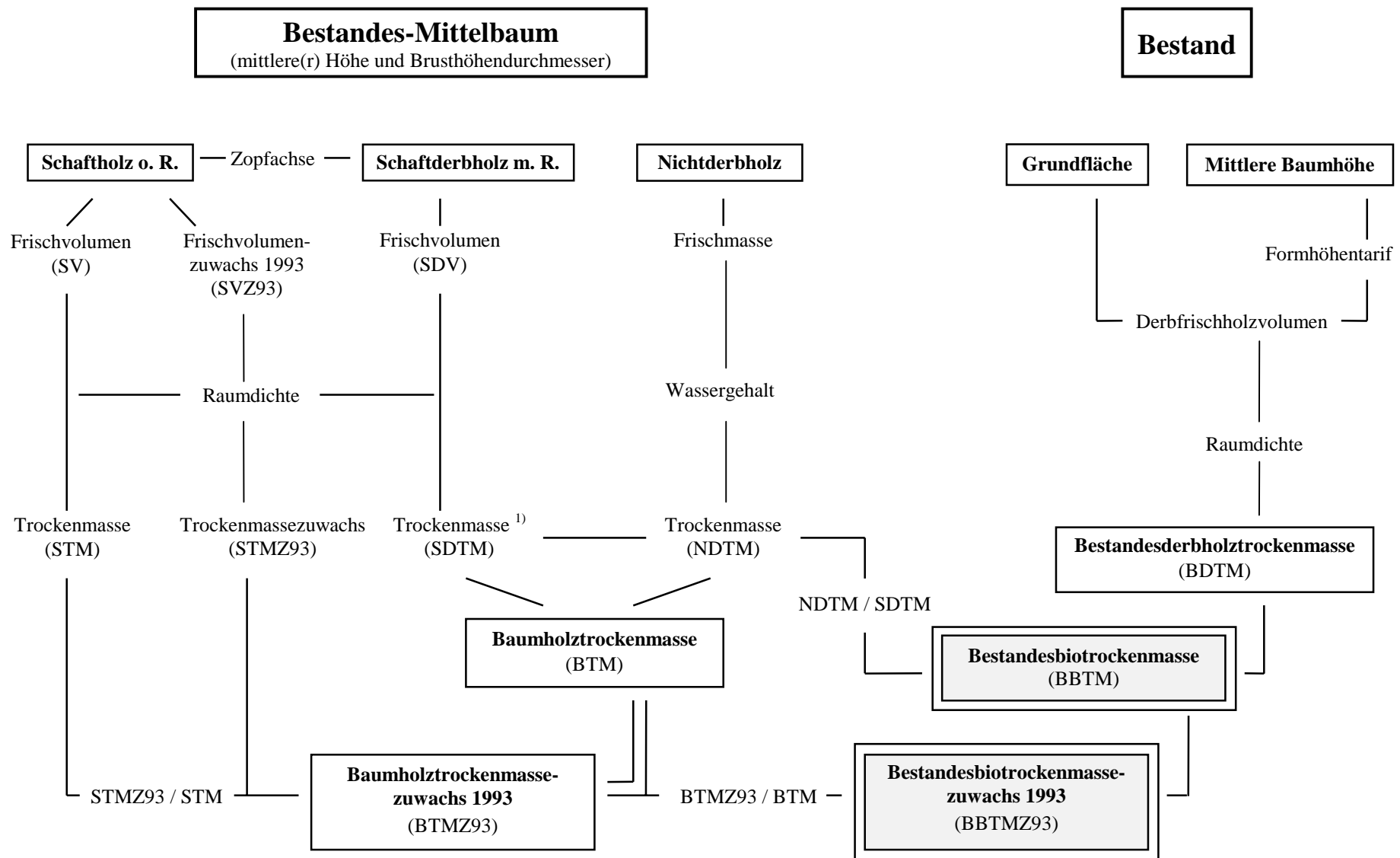
$$BV = BG \cdot FHT$$

BV = Bestandesvorrat (-volumen)

BG = Bestandesgrundfläche

FHT = Formhöhentarif nach LAER & SPEIDEL

Aus dem Bestandesvorrat wurde wie beim Einzelbaum unter Berücksichtigung von Frischholzdichte und Wassergehalt die Bestandesderbholztrockenmasse (*BDTM*) berechnet. Basierend auf dem am Einzelbaum bestimmten Verhältnis Nichtderbholztrockenmasse/Schaftderbholztrockenmasse (*NDTM/SDTM*) läßt sich aus der Bestandesderbholztrockenmasse die Bestandesbiotrockenmasse (*BBTM*) errechnen. Hierzu muß bemerkt werden, daß die Fichten der Untersuchungsstandorte kaum und die untersuchten Einzelbäume kein Astderbholz aufweisen, so daß eine Gleichsetzung von Schaftderbholz mit dem gesamten Baumberbholz in diesem



¹⁾ untersuchte Bäume hatten kein Astderbholz ⇒ Schafthderbholz = Baumberbholz

Abb. 4.2-2: Bestimmung von Biomassenvorrat und -zuwachs an den Forstbeständen der drei Untersuchungsflächen

4.2 Festphasenflüsse

Fall gerechtfertigt ist. Mit Hilfe des an den Einzelbäumen bestimmten Verhältnisses $BTMZ93/BBTM$, angewandt auf die Bestandesbiotrockenmasse ($BBTM$), läßt sich der Bestandesbiotrockenmassenzuwachs 1993 ($BBTMZ93$) berechnen.

Die Ergebnisse der Baum- und Bestandesinventuren werden in den Tabellen 4.2-2 bis 4.2-4 am Ende des Kapitels dargestellt. Angegeben werden für jedes untersuchte Waldökosystem die gesamte oberirdische Bestandesbiotrockenmasse und der gesamte oberirdische Biomassenzuwachs des Untersuchungsjahrs 1993.

ANTEILE DER BIOMASSENKOMPARTIMENTE AM OBERIRDISCHEN BESTANDESZUWACHS

Da die Massenanteile und Elementgehalte der einzelnen Biomassenkompartimente (Baumkompartimente) eines Bestandes sehr unterschiedlich sind, müssen die berechnete Bestandesbiotrockenmasse ($BBTM$) und der Bestandeszuwachs ($BBTMZ93$) anteilmäßig auf die untersuchten Kompartimente Rinde, Holz, Totholz und Nadeln umgerechnet werden. Die Gewichtsanteile der einzelnen Kompartimente an der Biomasse wurden aus Biomassedaten, welche von ELLENBERG et al. (1986) an 18 Bäumen eines 100jährigen Fichtenbestandes im Solling kompartimentweise erhoben worden sind, errechnet und übernommen. Somit berechnen sich die Biotrockenmasse und der Biotrockenmassenzuwachs 1993 für die einzelnen Biomassenkompartimente wie folgt:

Gl. 4.2-2 bis 4.2-5: Berechnung der Biomassen der Bestandesbiomassenkompartimente

$BBTM_{Rinde}$	=	$BBTM_{Gesamt}$	·	0,05
$BBTM_{Holz}$	=	$BBTM_{Gesamt}$	·	0,87
$BBTM_{Totholz}$	=	$BBTM_{Gesamt}$	·	0,03
$BBTM_{Nadeln}$	=	$BBTM_{Gesamt}$	·	0,05

$BBTM_{Gesamt}$	=	<i>Gesamte oberirdische Bestandesbiotrockenmasse</i>
$BBTM_{Rinde}$	=	<i>Rindentrockenmasse des Bestandes</i>
$BBTM_{Holz}$	=	<i>Holztrockenmasse des Bestandes</i>
$BBTM_{Totholz}$	=	<i>Totholztrockenmasse des Bestandes</i>
$BBTM_{Nadeln}$	=	<i>Nadeln trockenmasse des Bestandes</i>

4.2 Festphasenflüsse

Gl. 4.2-6 bis 4.2-9: Berechnung der Zuwächse der Bestandesbiomassenkompartimente

$BBTMZ93_{Rinde}$	=	$BBTMZ93_{Gesamt}$	·	0,05
$BBTMZ93_{Holz}$	=	$BBTMZ93_{Gesamt}$	·	0,87
$BBTMZ93_{Totholz}$	=	$BBTMZ93_{Gesamt}$	·	0,03
$BBTMZ93_{Nadeln}$	=	$BBTMZ93_{Gesamt}$	·	0,05

$BBTMZ93_{Gesamt}$ = Gesamter oberirdischer Bestandesbiotrockenmassenzuwachs 1993

$BBTMZ93_{Rinde}$ = Rindentrockenmassenzuwachs des Bestandes 1993

$BBTMZ93_{Holz}$ = Holztrockenmassenzuwachs des Bestandes 1993

$BBTMZ93_{Totholz}$ = Totholztrockenmassenzuwachs des Bestandes 1993

$BBTMZ93_{Nadeln}$ = Nadel trockenmassenzuwachs des Bestandes 1993

Die sich aus diesen Berechnungen ergebenden Biotrockenmassen und Biotrockenmassenzuwächse der einzelnen Baumkompartimente werden in den Tabellen 4.6-9 bzw. 4.4-43 dargestellt.

BERECHNUNG DES VOLUMENANTEILS VON BAST UND BORKE AN DER RINDE

Bei älteren Fichten läßt sich die Rinde, also das Gewebe außerhalb des Kambiums, in die lebende Innenrinde (Bast, Phloem) und die tote Außenrinde (Borke, Rhytidom) differenzieren. Während in den Siebröhren des Phloems Assimilate und Elemente ausgehend von den Assimilationsorganen in andere Baumteile transportiert werden, ist die tote Borke weitestgehend physiologisch inaktiv. Andererseits kann die Borke hohe Elementgehalte aufgrund der atmosphärischen Deposition aufweisen. Insbesondere schwerlösliche Schwermetalle und Aluminium finden in der Schuppenborke ein mittelfristiges Depot, begünstigt durch den geringen Stammabfluß der Fichten (Kapitel 4.3.2). Dieser Sachverhalt erschwert die Stoffbilanzierung, da - zumindest bei den schwerlöslichen Elementen - zwischen internen und externen Anteilen an den Stoffflüssen Streufall und Zuwachs unterschieden werden muß (Kapitel 4.4.2.2).

Für die Abschätzung des an der Borke haftenden Interzeptionsanteils und der zugehörigen Interzeptionsrate werden neben den Elementkonzentrationen in der Borke ihre Trockenmasse und ihr Massenzuwachs benötigt. Unter Vernachlässigung des Dichteunterschiedes zwischen Bast und Borke kann die Borkenmasse der drei Probebäume (s. o.) aus dem Volumenverhältnis der Borke zur Gesamtrinde errechnet werden. Ausgehend von der idealisierten Form des Fichtenstammderbholzes als einen Kegelstumpf, können Borke und Bast als ineinander geschobene Hohlkegelstümpfe betrachtet werden. Den äußeren Hohlkegel bildet die Borke, nach außen begrenzt durch die älteste Korkschicht und nach innen vom Bast durch das Korkkambi-

4.2 Festphasenflüsse

um (Phellogen) abgegrenzt. Der Bast als innerer Hohlkegel wird durch das Kambium vom Holzkörper getrennt. Somit errechnet sich das Borkenvolumen aus der Differenz „Gesamtvolumen des Kegelstumpfes abzüglich des Bast- und Holzvolumens“ und das Bastvolumen aus der Differenz „Bast- und Holzvolumen minus Holzvolumen“.

Gl. 4.2-10 bis 4.2-12: Allgemeine Formel zur Berechnung des Volumens eines Kegelstumpfes sowie Berechnung von Borken- und Bastvolumina

$$\begin{aligned}
 V_{Kglst} &= \frac{\pi \cdot h}{3} \cdot (r_u^2 + r_u \cdot r_o + r_o^2) \\
 V_{Borke} &= \left(\frac{\pi \cdot h}{3} \cdot (r_u^2 + r_u \cdot r_o + r_o^2) \right)_{M \text{ bis } Ko} - \left(\frac{\pi \cdot h}{3} \cdot (r_u^2 + r_u \cdot r_o + r_o^2) \right)_{M \text{ bis } Ph} \\
 V_{Bast} &= \left(\frac{\pi \cdot h}{3} \cdot (r_u^2 + r_u \cdot r_o + r_o^2) \right)_{M \text{ bis } Ph} - \left(\frac{\pi \cdot h}{3} \cdot (r_u^2 + r_u \cdot r_o + r_o^2) \right)_{M \text{ bis } K}
 \end{aligned}$$

V_{Kglst}	=	Volumen eines Kegelstumpfes
h	=	Abstand zwischen Basis- und Deckscheibe des Kegelstumpfes (Höhe des Kegelstumpfes)
r_u	=	Radius der Basisscheibe
r_o	=	Radius der Deckscheibe
$M \text{ bis } Ko$	=	Radius vom Stammark bis zur äußersten (ältesten) Korkschiicht
$M \text{ bis } Ph$	=	Radius vom Stammark bis zum Phellogen (Korkkambium)
$M \text{ bis } K$	=	Radius vom Stammark bis zum Kambium

Die als Grunddaten benötigten Stärken (Dicken) von Borke und Bast wurden am Dendrometer von JOHANN gemessen (s. o.). Je Probestamm wurden Borke und Bast einer Stammscheibe aus dem Bruthöhenbereich (Basisscheibe) und einer aus dem Zopfbereich (Deckscheibe) über Kreuz vermessen und die vier Meßwerte je Stammscheibe und Rindenkompartiment gemittelt. Die Bestimmung der Borkenstärke bereitete aufgrund der zum Teil gewellten Borkenschuppen Schwierigkeiten. Da nur die am Stamm anliegenden Borkenschuppen bei der Messung erfaßt wurden, dürfte der Borkenanteil zugunsten des Bastanteils etwas zu niedrig berechnet worden sein.

Als mittlere Verhältnisse aus allen drei Baumuntersuchungen errechnete sich ein Borken-/Rinden-Volumenverhältnis von 0,14 und entsprechend ein Bast-/Rinden-Volumenverhältnis von 0,86. Ausgehend von einem Rindenanteil von 0,05 an der gesamten Baumbiomasse und unter Vernachlässigung der Dichteunterschiede zwischen Borke und Bast, entfallen somit 0,7 % der Baumbiomasse auf die Borke und 4,3 % auf den Bast. Übertragen auf die Bestandesbio-

4.2 Festphasenflüsse

masse berechnen sich somit Biomassevorrat und Biomassezuwachs von Borke und Bast nach den Gleichungen 4.2-13 bis 4.2-16.

Gl. 4.2-13 bis 4.2-16: Berechnung von Biomassevorrat und -zuwachs von Borke und Bast

$BBTM_{Borke}$	=	$BBTM_{Gesamt}$	·	0,007
$BBTM_{Bast}$	=	$BBTM_{Gesamt}$	·	0,043
$BBTMZ93_{Borke}$	=	$BBTMZ93_{Gesamt}$	·	0,007
$BBTMZ93_{Bast}$	=	$BBTMZ93_{Gesamt}$	·	0,043

$BBTM_{Borke}$	=	Borkentrockenmasse des Bestandes
$BBTM_{Bast}$	=	Basttrockenmasse des Bestandes
$BBTM_{Gesamt}$	=	Gesamte oberirdische Bestandesbiotrockenmasse
$BBTMZ93_{Borke}$	=	Borkentrockenmassenzuwachs des Bestandes 1993
$BBTMZ93_{Bast}$	=	Basttrockenmassenzuwachs des Bestandes 1993
$BBTMZ93_{Gesamt}$	=	Gesamter oberirdischer Bestandesbiotrockenmassenzuwachs 1993

ZUSAMMENSTELLUNG EINIGER ERGEBNISSE DER BAUM- UND BESTANDESINVENTUR

Biomasse und Zuwachs des Fichtenbestandes am Standort Pöbelbach-Oberhang			
Baumalter (<i>dendrometrische Bestimmung</i>)		76	Jahre
Brusthöhendurchmesser mit Rinde		19,3	cm
Brusthöhendurchmessenzuwachs 1993		0,63	cm
Baumhöhe		1780	cm
Baumhöhenzuwachs 1993		10	cm
Schaftderbholz trockenmasse	SDTM	101	kg
Nichtderbholz trockenmasse	NDTM	50	kg
Baumholz trockenmasse	BTM	151	kg
Baumholz trockenmassenzuwachs 1993	BTMZ93	8	kg
Bestandesalter (FORSTAMT BÄRENFELS)		85	Jahre
Bestandesgrundfläche	BG	30	m ² /ha
Bestandesmittelhöhe		1700	cm
Formhöhentarif (LAER & SPEIDEL 1959)	FHT	8,7	
Bestandesderbholz trockenmasse	BDTM	98423	kg/ha
Bestandesbiotrockenmasse	BBTM	141111	kg/ha
Bestandesbiotrockenmassenzuwachs 1993	BBTMZ93	7572	kg/ha

Tab. 4.2-2: Ergebnisse der Baum- und Bestandesinventur am Fichtenbestand des Untersuchungsstandorts Pöbelbach-Oberhang im Oktober 1994

4.2 Festphasenflüsse

Biomasse und Zuwachs des Fichtenbestandes am Standort Pöbelbach-Plateau			
Baumalter (<i>dendrometrische Bestimmung</i>)		87	Jahre
Brusthöhendurchmesser mit Rinde		30,2	cm
Brusthöhendurchmesserzuwachs 1993		0,47	cm
Baumhöhe		2267	cm
Baumhöhenzuwachs 1993		22	cm
Schaftderbholz trockenmasse	SDTM	272	kg
Nichtderbholz trockenmasse	NDTM	123	kg
Baumholz trockenmasse	BTM	395	kg
Baumholz trockenmassenzuwachs 1993	BTMZ93	17	kg
<hr/>			
Bestandesalter (FORSTAMT BÄRENFELS)		102	Jahre
Bestandesgrundfläche	BG	29	m ² /ha
Bestandesmittelhöhe		2230	cm
Formhöhentarif (LAER & SPEIDEL 1959)	FHT	11,3	
Bestandesderbholz trockenmasse	BDTM	123576	kg/ha
Bestandesbiotrockenmasse	BBTM	174746	kg/ha
Bestandesbiotrockenmassenzuwachs 1993	BBTMZ93	7339	kg/ha

Tab. 4.2-3: Ergebnisse der Baum- und Bestandesinventur am Fichtenbestand des Untersuchungsstandorts Pöbelbach-Plateau im Oktober 1994

Biomasse und Zuwachs des Fichtenbestandes am Standort Pöbelbach-Unterhang			
Baumalter (<i>dendrometrische Bestimmung</i>)		75	Jahre
Brusthöhendurchmesser mit Rinde		28,6	cm
Brusthöhendurchmesserzuwachs 1993		0,43	cm
Baumhöhe		2486	cm
Baumhöhenzuwachs 1993		23	cm
Schaftderbholz trockenmasse	SDTM	304	kg
Nichtderbholz trockenmasse	NDTM	122	kg
Baumholz trockenmasse	BTM	426	kg
Baumholz trockenmassenzuwachs 1993	BTMZ93	16	kg
<hr/>			
Bestandesalter (FORSTAMT BÄRENFELS)		76	Jahre
Bestandesgrundfläche	BG	31	m ² /ha
Bestandesmittelhöhe		2410	cm
Formhöhentarif (LAER & SPEIDEL 1959)	FHT	12,1	
Bestandesderbholz trockenmasse	BDTM	141450	kg/ha
Bestandesbiotrockenmasse	BBTM	193262	kg/ha
Bestandesbiotrockenmassenzuwachs 1993	BBTMZ93	7036	kg/ha

Tab. 4.2-4: Ergebnisse der Baum- und Bestandesinventur am Fichtenbestand des Untersuchungsstandorts Pöbelbach-Unterhang im Oktober 1994

4.3 Berechnung und Darstellung der Wasserflüsse

4.3.1 Überblick

Das nachfolgende Schema (Abb. 4.3-1) gibt einen Überblick über die Bestimmung der Wasserflüsse im Ökosystem. Die Wasserflüsse wurden in täglicher Auflösung erfaßt und zu Halb- und Ganzjahressummen aufaddiert. Sowohl die Wasserflüsse als auch die Ionenflüsse (Kapitel 4.4) beziehen sich nicht auf ein hydrologisches Jahr (November bis Oktober) sondern auf das Kalenderjahr 1993. Die 12 (Niederschläge) bzw. 11 Meßperioden (Sickerwässer) umfassen den Zeitraum vom 15. Dezember 1992 bis zum 13. Dezember 1993 (Sickerwässer) bzw. bis zum 19. Dezember 1993 (Niederschläge). Die in diesem Zeitraum ermittelten Raten wurden auf ein 182 Tage umfassendes Winterhalbjahr und ein 183 Tage umfassendes Sommerhalbjahr umgerechnet. Die Meß- und Berechnungsergebnisse zum Wasserhaushalt des Waldeinzugsgebiets werden der Übersicht halber am Ende des Kapitels zusammenhängend dargestellt.

4.3.2 Niederschlag

Freilandniederschlag (*FN*) auf Kahlschlagsflächen und Kronentraufe, als Hauptkomponente des Bestandesniederschlags (*BN*), wurden an allen drei Untersuchungsstandorten in Totalisatoren gesammelt und in wöchentlichen Abständen gemessen. Mit Hilfe der täglichen Niederschlagswerte der an den Nordostrand des Untersuchungsgebietes grenzenden Niederschlagsstation „Schellerhau“ (780 m über NN) des DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (DWD), wurden die Wochenwerte anteilmäßig auf die Wochentage verteilt. Der Stammablauf, als Teil des Bestandesniederschlags, konnte vernachlässigt werden, da es sich bei den untersuchten Waldbeständen um Fichtenforste handelt. Nach Untersuchungen von BENECKE (1984) beträgt der Stammablauf in Fichtenaltholzbeständen weniger als 1 % des Freilandniederschlags. ULRICH & MATZNER (1983), zitiert in SCHULTZ (1987), gehen ebenfalls davon aus, daß der Stammabfluß bei Fichten, Kiefern und Eichen weniger als 1 % des Bestandesniederschlags ausmacht. Bei der im weiteren Text benutzten Bezeichnung „Bestandesniederschlag“ handelt es sich folglich exakt ausgedrückt um die Kronentraufe.

Im Winter wurde zusätzlich die Schneehöhe und das Schneedeckenwasseräquivalent (*SWÄ*) wöchentlich bestimmt. Die tägliche Schneehöhe konnte wiederum mit Hilfe der täglichen Schneehöhenmessungen der Niederschlagsstation „Schellerhau“ interpoliert werden. Die Bestimmung des Schneedeckenwasseräquivalents erfolgte gravitativ mit der Schneesonde vom

Typ „VOGELSBERG“. Für die zwischen den Meßtagen liegenden Tage wurde das Schneedeckenwasseräquivalent von der 4 km nördlich liegenden DWD-Niederschlagsstation „Kipsdorf“ (550 m über NN) übernommen.

Die Ergebnisse der Freiland- und Bestandesniederschlagsmessungen sind in den Abbildungen 4.3-14 und 4.3-15, 4.3-21 und 4.3-22, 4.3-25 und 4.3-26 sowie in Tabelle 4.3-1 dargestellt. Der Freilandniederschlag beträgt für das Gesamtjahr zwischen 875 (Standort PöOh) und 960 mm (Standort PöUh). Damit liegt er leicht unterhalb des langjährigen Niederschlagsmittels von 970 mm der nahegelegenen Niederschlagsstation „Schellerhau“ (WETTERAMT DRESDEN DES DEUTSCHEN WETTERDIENSTES). Die Hauptniederschlagsperiode erstreckt sich von Mitte Mai bis Mitte September. Der niederschlagsärmste Zeitabschnitt fällt mit dem Ende der Vegetationszeit, Mitte September bis Mitte Oktober, zusammen.

4.3.3 Interzeption

Der Kronenraum der Waldbestände fungiert während eines Niederschlagsereignisses als Zwischenspeicher für das aufgefangene Niederschlagswasser. Darüber hinaus vermögen die Waldbestände Nebel- und Tautröpfchen, die nicht der Gravitation folgen, aus der Luft auszufiltern. Insbesondere in Gebirgslagen oberhalb 500-700 m über NN ist der Anteil dieses horizontalen Niederschlages sehr hoch. Dies kann zu einem bedeutenden Wassergewinn für den betreffenden Bestand führen (LAMBRECHT et al. 1979). Während ein Teil des aufgefangenen und ausgekämmten Niederschlages zeitlich versetzt abtropft und im Bestandesniederschlag mitgemessen wird, verdunstet der übrige Teil als Netto-Interzeption, ohne am Wasserkreislauf des Waldökosystems teilgenommen zu haben. Dieser Interzeptionsverlust (I) errechnet sich aus der Differenz von Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag.

Gl. 4.3-1

$$I = FN - BN$$

$$\begin{aligned} I &= \text{Interzeptionsverlust} \\ FN &= \text{Freilandniederschlag} \\ BN &= \text{Bestandesniederschlag} \end{aligned}$$

Die Abbildungen 4.3-16, 4.3-23 und 4.3-27 zeigen die Interzeption auf den drei Untersuchungsflächen im Meßjahr 1993. Abgesehen von wenigen Tagen ist die Verdunstung von im Kronendach interzipiertem Nebel, Regen und Schnee größer als der Zugewinn.

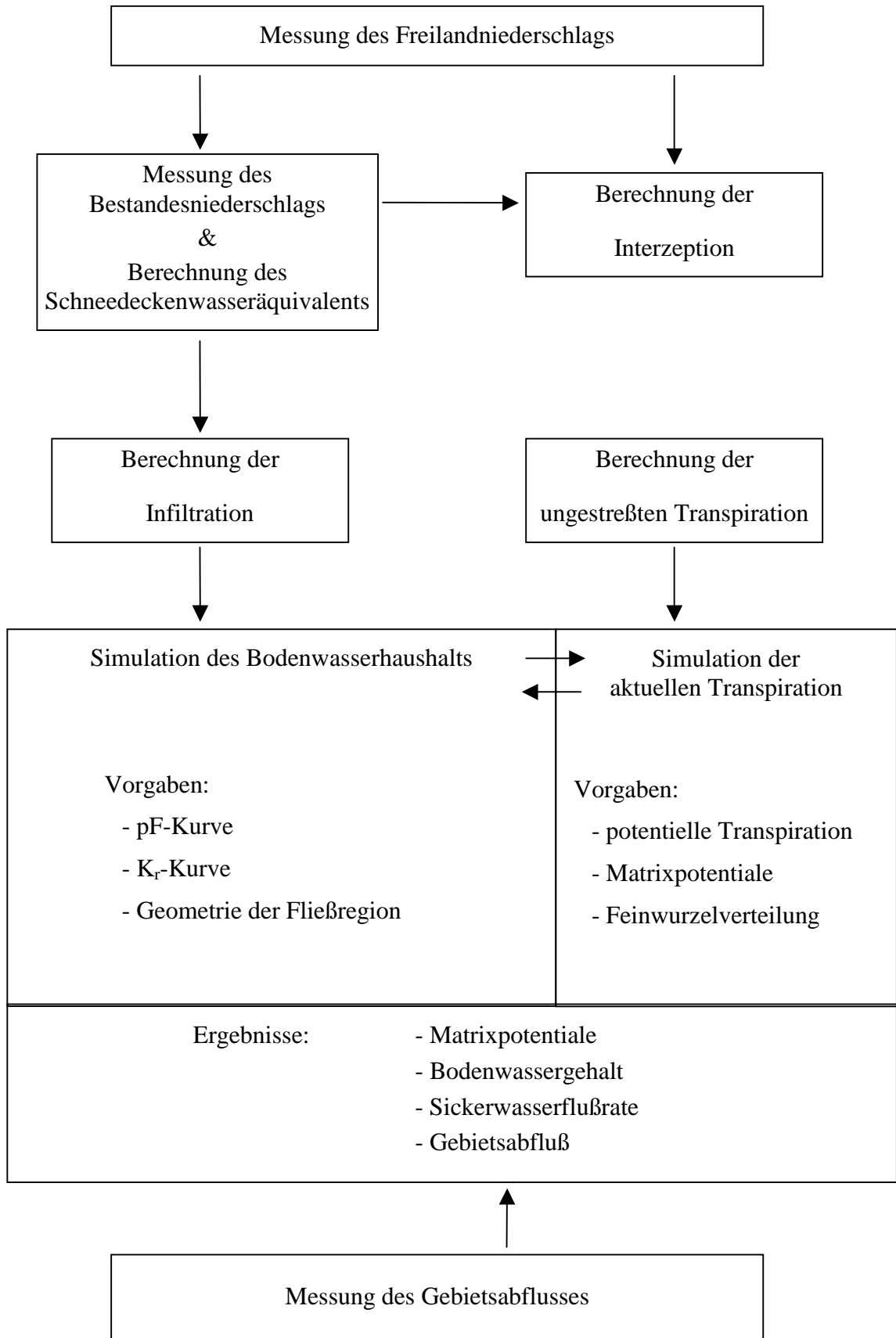


Abb. 4.3-1: Schema zur Messung und Berechnung der Wasserflüsse im Ökosystem

Tabelle 4.3-1 zeigt, daß der Interzeptionsverlust im Gesamtjahr 16 (Standort PöP) bis 25 % (Standort PöOh) des Freilandniederschlages beträgt. Alle drei Standorte weisen aufgrund des Schneedacheffekts im Winter einen höheren Interzeptionsverlust als im Sommer auf.

4.3.4 Infiltration

Obere Randbedingung für die Simulation des Bodenwasserhaushaltes ist die Infiltration (If), also eine zeitabhängige Flußbedingung. Sie beschreibt den abwärtsgerichteten Wasserfluß über den oberen Rand des Bodens. In der schneefreien Zeit wird sie mit dem Bestandesniederschlag gleichgesetzt. Hierbei wird die Streuinterzeption (Bodenevaporation) vernachlässigt. Nach HÖLZER (1982) ist der Anteil der Bodenevaporation am Wasserhaushalt von Waldökosystemen sehr gering. Im Winter muß die Schneedecke als Zwischenspeicher des Niederschlags bei der Berechnung der Infiltration Berücksichtigung finden.

Gl. 4.3-2

a) Schneefreie Zeit:	$If_x = BN_x$
b) Schneeperiode:	$If_x = BN_x - SW\ddot{A}_x + SW\ddot{A}_{x-1}$

If_x	=	Infiltration am Tag x
BN_x	=	Bestandesniederschlag am Tag x
$SW\ddot{A}_x$	=	Schneedeckenwasseräquivalent am Tag x
$SW\ddot{A}_{x-1}$	=	Schneedeckenwasseräquivalent am Vortag

Die Abbildungen 4.3-17, 4.3-24 und 4.3-28 zeigen die Infiltration auf den Untersuchungsflächen des Pöbelbach-Einzugsgebiets in täglicher Auflösung. Erwartungsgemäß deckt sich im Sommerhalbjahr die Infiltration mit dem Bestandesniederschlag. Aufgrund von Bodenfrost fällt die Infiltration im Februar an allen drei Standorten nahezu vollständig aus. Die Tagesmittel der Lufttemperaturen fallen in dieser Zeit auf -10 °C (Abb. 4.3-8).

4.3.5 Ungestrebte Transpiration

Die Wassermenge, welche in Abhängigkeit von den meteorologischen Bedingungen bei unbegrenzter Wassernachlieferung von Boden und Pflanzen an die Atmosphäre abgegeben wird, trägt in der einschlägigen Literatur die Bezeichnung „potentielle Evapotranspiration“ (PENMAN 1948; HERRMANN 1977, DYCK & PESCHKE 1989 u. a.). Das Konzept zur Berechnung der potentiellen Verdunstung, wie es in allgemeiner Form von PENMAN (1948) einge-

führt wurde, kann nur auf niedrige Vegetation sinnvoll angewendet werden. Für aerodynamische rauhe Vegetation, wie sie Waldbestände darstellen, sieht die Situation etwas anders aus. So wird der externe aerodynamische Widerstand eines Waldbestandes relativ klein im Vergleich zum internen physiologischen Bestandeswiderstand. Die sich daraus ergebende variierte Form der Verdunstungsberechnung für Waldbestände wird in der Fachliteratur mit der Bezeichnung „ungestreßte Transpiration“ benannt (STEWART 1983, HAUHS 1985, LISCHIED 1995 u. a.).

Anhand der unten aufgeführten Wetterdaten wurde die Rate der ungestreßten Transpiration in täglicher Auflösung für das gesamte Waldeinzugsgebiet berechnet. Sie berücksichtigt den Dampfdruckgradienten der Luft, der den Abtransport der Gasphase oberhalb der verdunstenden Oberfläche gewährleistet, die Globalstrahlung, welche die zum Phasenübergang von flüssig nach gasförmig benötigte Energie zur Verfügung stellt, den externen aerodynamischen Bestandeswiderstand (s. u.) sowie den internen physiologischen Bestandeswiderstand (s. u.). Das im Rahmen dieser Arbeit benutzte Berechnungsmodell „TRANSPEN2“, Version 3.1 B, wurde von MANDERSCHIED (1992) auf Grundlage der Verdunstungsgleichung von PENMAN-MONTEITH (MONTEITH 1965) entwickelt. Das Modell faßt die gesamte Evaporation sowie die Transpiration der Pflanzendecke zusammen. Dabei wird von der realen Geometrie der Pflanzendecke abstrahiert und die gesamte transpirierende Oberfläche des Bestandes im Modell durch eine Fläche parallel zur Geländeoberfläche ersetzt.

Folgende Meßdaten fließen in das Modell ein:

- Tagesmittelwerte der Lufttemperatur im Freiland, gemessen nahe dem Standort PöOh (Abb. 4.3-8)
- Tagesmittelwerte der relativen Luftfeuchte im Freiland, gemessen nahe dem Standort PöOh (Abb. 4.3-9)
- Tagessummenwerte der Globalstrahlung, übernommen von der 6 km südöstlich gelegenen DWD-Wetterstation „Zinnwald-Georgenfeld“ (Abb. 4.3-10)

In der atmosphärischen Grenzschicht oberhalb des Bestandes werden der Transport von Wärme und Wasserdampf überwiegend von turbulenten Effekten in dieser Schicht gesteuert. Je stärker die Luftturbulenzen sind, desto geringer ist der aerodynamische Widerstand zur Wärme- und Wasseraufnahme durch die Luft. Die Bestimmung des aerodynamischen Bestandeswiderstandes (R_a) für einzelne Bestände ist sehr aufwendig. Da er in Waldbeständen in der

Regel um eine Größenordnung kleiner ist als der physiologische Bestandeswiderstand, ist es zulässig, mit einem konstanten Wert von $R_a = 3,5 \text{ s/m}$ zu rechnen. Dieser Wert wurde von CALDER (1978) für Fichtenbestände bestimmt und auch von anderen Autoren (z. B. HAUHS 1985; LISCHIED 1995) übernommen.

Gl. 4.3-3

$$T_u = f \cdot \frac{\Delta \cdot Q_n + \rho_L \cdot c_L \cdot \frac{E - E_s}{R_a}}{\Delta + \gamma \cdot \left(1 + \frac{R_i}{R_a}\right)}$$

- T_u = ungestreßte Transpirationsrate (m/s)
 f = Umrechnungsfaktor von (W / m^2) in eine äquivalente Verdunstungsrate (m/s)
 γ = Psychrometerkonstante (mbar/K)
 E = aktueller Dampfdruck (mbar)
 E_s = Sättigungsdampfdruck (mbar)
 Δ = Gradient der Sättigungsdampfdruckkurve (mbar/K)
 ρ_L = Dichte feuchter Luft (kg/m^3)
 c_L = Spezifische Wärme von Luft bei konstantem Druck ($J/(kg \cdot K)$)
 Q_n = Nettostrahlungsfluß (W/m^2)
 R_a = aerodynamischer Bestandeswiderstand (s/m)
 R_i = physiologischer Bestandeswiderstand (s/m)

Der physiologische Bestandeswiderstand (R_i), also der Pflanzenwiderstand von der Wasseraufnahme über die Wurzeln, der Wasserleitung über das Xylem bis zum stomatären Widerstand bei der Wasserabgabe, wird vor allem bestimmt von den Öffnungsweiten der Stomata. Diese unterliegen einer physiologisch gesteuerten jahreszeitlichen Dynamik. CALDER (1978) beschreibt den physiologischen Widerstand eines Fichtenbestandes in einer Funktion, die von der Jahreszeit und dem Sättigungsdefizit über dem Bestand abhängt. Dieser Term, der die jahreszeitlich unterschiedliche biologische Transpirationsaktivität des Bestandes berücksichtigt, wird für die untersuchten Bestände unverändert übernommen.

Die Ergebnisse der für das gesamte Einzugsgebiet berechneten ungestreßten Transpiration sind in täglicher Auflösung in Abbildung 4.3-11 dargestellt. Tabelle 4.3-1 zeigt die halb- und ganzjährlichen Summenwerte.

4.3.6 Aktuelle Transpiration

Die ungestreßte und dadurch maximale Transpirationsrate besitzt nur Gültigkeit, wenn die kontinuierliche Wassernachlieferung ungehindert erfolgt. Diese Bedingung ist jedoch bei terrestrischen Bodentypen in der Regel nicht erfüllt. Infolge der Wasser Konkurrenz zwischen Bodenmatrix und Wurzeln im wasserungesättigten Boden vermindert sich die maximale Transpirationsrate in Abhängigkeit vom Matrixpotential und der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Nachlieferung).

Zur Reduzierung der ungestreßten auf die aktuelle Transpiration wurde die Wurzelmasse in den jeweils übereinanderliegenden Dreiecken des in Abbildung 4.3-3 dargestellten Diskretisierungsschemas gemäß der im Gelände ermittelten Durchwurzelungsprofile (Tabellen 4.1-1 bis 4.1-3) verteilt. Anschließend wurde für jeden Zeitschritt die ungestreßte Transpirationsrate proportional zur jeweiligen Wurzelmasse auf die jeweils übereinanderliegenden Dreiecke verteilt. Gleichzeitig wurde aus den simulierten Saugspannungswerten der drei Eckpunkte jedes Dreiecks die mittlere Saugspannung für das Dreieck errechnet.

Die Beschreibung der Wasseraufnahme durch die Wurzeln erfolgte mittels einer Reduktionsfunktion, in Abhängigkeit vom Matrixpotential (FEDDES et al. 1978; HORNING & MESSING 1984):

Gl. 4.3-4

$$S_{akt} = S_{max} \cdot \alpha$$

S_{akt} = tatsächlicher Wasserentzug durch die Wurzeln
(aktueller Senkenterm)

S_{max} = maximaler Wasserentzug durch die Wurzeln bei
ungestreßter Transpiration (Anteil der ungestreßten
Transpirationsrate in Abhängigkeit von der Wurzelmasse)

α = relative Wurzelaktivität

4.3 Wasserflüsse

Der Proportionalitätsfaktor α berechnet sich aus der Dachfunktion zur relativen Wurzelaktivität (FEDDES et al. 1978).

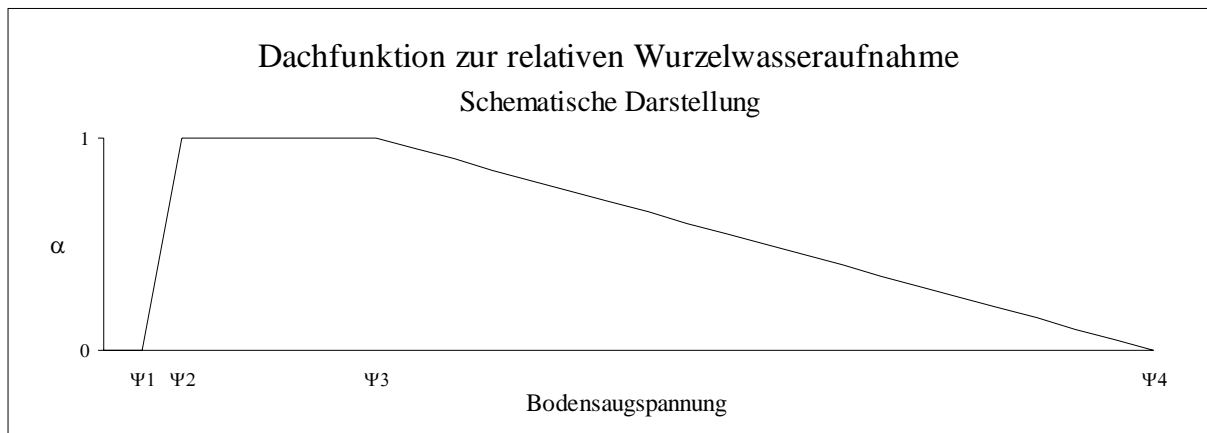


Abb. 4.3-2: Schematische Darstellung der Dachfunktion zur relativen Wurzelaktivität α (verändert nach FEDDES et al. 1978)

Der Funktionswert α der Wurzelwasseraufnahmefunktion (Abb. 4.3-2) im Wertebereich zwischen 0 und 1 beschreibt die Fähigkeit der Wurzeln, dem Boden in Abhängigkeit von seiner Saugspannung (Matrixpotential mit umgekehrtem Vorzeichen) Wasser zu entziehen. Bei Wassersättigung des Bodens ($\Psi_1 = 0$) können die Wurzeln kein Wasser aufnehmen, da ihre Stoffwechselaktivität aufgrund des Sauerstoffmangels behindert wird.

Ebenso geht die Wasseraufnahme der Wurzeln und damit die aktuelle Transpiration bei zu hoher Saugleistung des Bodens gegen Null. In dem nachfolgend beschriebenen Bodenwasserhaushaltsmodell „silVlow“ (Abschnitt 4.3.7.2), wurde als Obergrenze für eine noch mögliche Wurzelaktivität eine Bodensaugspannung von 3000 cm Ws (Ψ_4) eingesetzt. Die Feldmeßwerte zum Matrixpotential blieben deutlich unterhalb dieser Grenze.

Im Bereich zwischen den Saugspannungen 5 cm Ws (Ψ_2) und 250 cm Ws (Ψ_3) können die Wurzeln das Bodenwasser optimal aufnehmen ($\alpha = 1$). Somit entspricht in diesem Bereich der aktuelle Senkenterm (S_{akt}) dem maximalen (S_{max}) Senkenterm.

In den Übergangsbereichen wird das Wasseraufnahmevermögen linear zwischen den Saugspannungs-Schwellenwerten interpoliert. Somit errechnet sich α für die Übergangsbereiche wie folgt:

Gl. 4.3-5

$$\begin{aligned} a) \quad \alpha_{(0 < \Psi < 5)} &= 1 - \left(\frac{5 - \Psi}{5} \right) \\ b) \quad \alpha_{(250 < \Psi < 3000)} &= 1 - \left(\frac{\Psi - 250}{3000 - 250} \right) \end{aligned}$$

Der aktuelle Senkenterm (S_{akt}) wurde für jedes Raumelement (Dreieck) des Diskretisierungsschemas (Abb. 4.3-3) berechnet. Die Addition der aktuellen Senkenterme über den vertikalen Wurzelraum ergibt die aktuelle (tatsächliche) Transpiration (T_{akt}) für den betrachteten Zeitschritt.

Gl. 4.3-6

$$T_{akt} = \sum_{i=1}^n S_{akt}$$

- T_{akt} = aktuelle Transpiration
 S_{akt} = aktueller Wurzelwasserentzug eines Bodendreiecks des Diskretisierungsschemas
 i = Dreieck (Raumelement) des Diskretisierungsschemas
 n = Anzahl der übereinander angeordneten Dreiecke

Die aktuelle Transpiration wurde für den nordostexponierten Hang mit den beiden Standorten PöP und PöUh berechnet, da nur an diesen beiden Standorten alle Bodenparameter, die für die erfolgreiche Anwendung des Simulationsprogramms „silVlow“ Voraussetzung sind, bestimmt werden konnten (Abschnitt 4.3.7.2). Für den dritten Standort PöOh des südwestexponierten Hanges wurde das Simulationsergebnis des nordexponierten Hanges übernommen. Auf die Abschätzung des daraus resultierenden Fehlers wird im nachfolgenden Abschnitt 4.3.7 eingegangen. Das Ergebnis der Simulation der aktuellen Transpiration ist in Abbildung 4.3-12 und in Tabelle 4.3-1 dargestellt.

4.3.7 Berechnung des Wasserflusses im Boden mit Hilfe des Simulationsmodells „silVlow“

Zur Berechnung der Wasserflüsse im Boden wurde das Wasserhaushalts-Simulationsmodell „silVlow“ von C. BLENDINGER (1994) eingesetzt. Es wurde für die Berechnung der Wasserflüsse in terrestrischen (Wald-) Ökosystemen entwickelt. Mit Hilfe dieses Modells können

räumlich zweidimensionale Probleme bei gesättigt/ungesättigten Bedingungen gerechnet werden. Es eignet sich sowohl zur Beschreibung der Hydrologie eines Hanges mit einer im Verhältnis zur Hanglänge geringen Bodenmächtigkeit, als auch zur Bearbeitung der vertikalen, also quasi-eindimensionalen, Versickerungsbedingungen von Plateaulagen.

Die Feld- und Labordatengrundlage der Standorte PöP und PöUh erlauben es, die Tiefensickerung für den nordostexponierten Hang des Pöbelbachtals mit Hilfe von „silVlow“ zu simulieren. Da der skelettreiche Standort PöOh eine pF-Kurvenbestimmung nicht zuläßt, mußte für diesen Standort die Tiefensickerung unter Vernachlässigung der Bodenwasservorratsänderung abgeschätzt werden. Hierzu wurde die simulierte aktuelle Transpiration der anderen beiden Standorte übernommen und entsprechend dem Durchwurzelungsprofil (Tab. 4.1-1 und 4.5-1) auf die Bodenkompimente verteilt. Für diese Vorgehensweise spricht der geringe Feinbodenanteil des Standorts PöOh (Tab. 4.1-1 und 8-7), die einheitliche Erhebung der meteorologischen Grunddaten für alle Standorte sowie die nahezu gleiche Zuwachsleistung aller drei Fichtenbestände für das Untersuchungsjahr (Tab. 4.2-2 bis 4.2-4). Der gegenüber den anderen Standorten um 35 mm niedrigere Sommerniederschlag am Standort PöOh (Tab. 4.3-1) läßt jedoch eine etwas geringere aktuelle Transpirationsrate für diesen Standort vermuten, könnte aber auch mit der zeitlichen Verteilung der Niederschläge zusammenhängen. Die Vernachlässigung der Bodenwasservorratsänderung und die vermutlich etwas zu hoch eingeschätzte aktuelle Transpirationsrate dürften somit am Standort PöOh zu einer leicht überhöhten Sickerflußrate, insbesondere im Sommerhalbjahr, führen.

4.3.7.1 Theoretische Grundlagen

Wasserflüsse werden durch räumliche Gradienten des energetischen Zustandes des Wassers bedingt. Treten im Boden unterschiedliche hydraulische Potentiale auf, bewegt sich das Wasser entlang des Potentialgradienten vom höheren zum niedrigeren Potential. Das Ausmaß der Wasserbewegung ist abhängig von dem antreibenden Potentialgefälle und der Durchlässigkeit (Wasserleitfähigkeit) des Bodens. Dieser Sachverhalt wird mathematisch in der **Darcy-Gleichung** ausgedrückt. Sie beschreibt den Strömungsvorgang in porösen Medien, d. h. die perkolierende Wassermenge pro Zeiteinheit. Gleichung 4.3-7 zeigt sie für den eindimensionalen Fluß.

Gl. 4.3-7

$$q = -K \cdot \text{grad} \Psi_h = -K \cdot \frac{\partial \Psi_h}{\partial s} = -K \cdot \frac{\partial (\Psi_m + \Psi_z)}{\partial s}$$

Hiernach ist die gesamte Wassermenge, die pro Zeiteinheit durch eine Querschnittsfläche perkoliert (Durchflußrate q) gleich dem Produkt aus hydraulischer Leitfähigkeit (K) und dem Gradienten des hydraulischen Potentials ($\text{grad} \Psi_h$). Das hydraulische Potential ist die Summe der für die Bewegung im ungesättigten Boden bedeutungsvollsten Teilpotentiale des Wassers, dem Matrixpotential Ψ_m (negative Werte in der ungesättigten Zone) und dem Gravitationspotential Ψ_z (oberhalb der Grundwasseroberfläche positive Werte). Bezogen auf eine Flächeneinheit erhält q als Volumenfluß (m^3/s) die Einheit einer Geschwindigkeit (m/s). Die Gleichung zeigt, daß der Wasserfluß q (Fließgeschwindigkeit) linear abhängig ist von der hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens (Durchlässigkeit) und dem antreibenden hydraulischen Potentialgradienten. Die Tatsache, daß die Fließbewegung vom höheren zum niedrigeren Potential - also gegenläufig zur Gradientensteigung - erfolgt, wird durch das Minuszeichen vor der rechten Seite der Gleichung gekennzeichnet.

Der Koeffizient K repräsentiert die hydraulische Leitfähigkeit (Wasserleitfähigkeit) des Bodens. Er erfaßt zum einen alle Einflüsse, die der Boden auf die Bewegung des Wassers ausübt, und zum anderen die Beschaffenheit (Viskosität) des Wassers selbst. Die Wasserleitfähigkeit ist zumeist richtungsabhängig und steigt mit dem Wassergehalt und dem Grobporenvolumen des Bodens. Ausdruck der gesättigten und ungesättigten Wasserleitfähigkeit eines homogenen Bodenkompiments ist die „Wasserleitfähigkeitskurve“, also die Darstellung der hydraulischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotential oder vom Wassergehalt. Wird das durch den Boden perkolierende Wasser als Volumen statt als Wassermasse ausgedrückt, erhält K die Einheit einer Geschwindigkeit (m/s).

In die oben dargestellte allgemeine Form der Darcy-Gleichung fließt das Matrixpotential (Ψ_m) mit seinen negativen Werten und das Gravitationspotential (Ψ_z) mit positiven Werten ein. Das Differential ∂s bezeichnet die Länge der Fließstrecke zwischen zwei Punkten im Boden. Bei Wasserbewegungen in horizontaler Richtung nimmt das Differential der Gravitationspotentiale ($\partial \Psi_z$) - und damit auch der zugehörige Differentialquotient ($\partial \Psi_z / \partial x$) - den Wert „0“ an, da sich das Gravitationspotential in horizontaler Richtung nicht ändert. In vertikaler Richtung ergibt der Differentialquotient „Gravitationspotentialänderung/Fließstrecke“

den Wert „1“, wobei z von der Geländeoberfläche ausgehend mit zunehmender Tiefe negativer wird.

Der Wasserfluß im ungesättigten Boden ist überwiegend instationär. Potentialunterschiede werden durch den Wasserfluß zunehmend ausgeglichen. Zudem wird die durch einen Bodenabschnitt perkolierende Wassermenge durch zeitlich variierende Zu- oder Abnahme des Bodenwasservorrats verändert. Transpirationsvorgänge ausgeklammert, ergibt die in einem Zeitintervall (Δt) auftretende Differenz zwischen infiltrierender (*Input*) und ausfließender Wassermenge (*Output*) die Wasservorratsänderung ($\Delta \Theta = Output - Input$) im betrachteten Bodenabschnitt (Δs). Diese auf dem Gesetz des Massenerhaltes beruhende Wasserbilanz wird in ihrer partiellen Differentialform, der **Kontinuitätsgleichung**, mathematisch exakt beschrieben. Nachfolgend wird die Kontinuitätsgleichung für die eindimensionale Wasserbewegung, ergänzt durch den Senkenterm S , dargestellt.

Gl. 4.3-8

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial q}{\partial s} + S \right)$$

Der Senkenterm (S) erfaßt interne Senken und Quellen, wie z. B. den transpirationsbedingten Wasserentzug über die Wurzeln (Wurzeln als interne Wassersenken, Abschnitt 4.3.6). Aufgrund des Minuszeichens vor der rechten Seite der Gleichung bedeutet ein positives Gleichungsergebnis eine Wasservorratszunahme im durchflossenen Bodensegment, ein negatives eine Vorratsabnahme.

Durch Einsetzen der den Wasserfluß beschreibenden Darcy-Gleichung in die den Massenerhalt berücksichtigende Wasserbilanzgleichung (Kontinuitätsgleichung) erhält man die **Sickerströmungsgleichung**. Mit ihr kann die instationäre Wasserbewegung durch einen variabel gesättigten porösen Körper berechnet werden. Nachfolgend ist die Sickerströmungsgleichung für den zweidimensionalen Fall dargestellt. Wird die laterale Raumrichtung (x) mit berücksichtigt, muß die rechte Seite der eindimensionalen Gleichung um einen weiteren Summanden ergänzt werden.

Gl. 4.3-9

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = \frac{\partial \left(K \cdot \frac{\partial \Psi_m}{\partial x} \right)}{\partial x} + \frac{\partial \left(K \cdot \frac{\partial \Psi_m}{\partial z} \right)}{\partial z} + \frac{\partial K}{\partial z} - S$$

Die Sickerströmungsgleichung ist nur gültig, wenn folgende Bedingungen erfüllt sind:

- Die Flüssigkeit und die Bodenmatrix sind inkompressibel
- Die Strömung erfolgt laminar und nicht turbulent
- Das poröse Medium Boden ist isotrop, d. h. in allen Raumrichtungen gleich strukturiert
- Hysterese-Effekte treten nicht auf
- Der Transport in der Gasphase kann vernachlässigt werden

4.3.7.2 Beschreibung der Simulation

Die mathematische Grundlage für das Wasserhaushaltsmodell „silVlow“ ist die Sickerströmungsgleichung in ihrer zweidimensionalen Form (Gl. 4.3-9). Die Raumdimensionen beziehen sich auf die vertikale Achse in Richtung der Gravitation (z-Achse) und eine horizontale Achse (x-Achse), senkrecht zur Gravitation. Abbildung 4.3-3 beschreibt die räumliche Diskretisierung (Auflösung in einzelne Punkte und Raumelemente) des Hanges im Modell.

Der betrachtete nordostexponierte Hang mit den beiden Untersuchungsstandorten Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) wird durch Koordinatenpunkte (Knotenpunkte), die zu dreieckigen Raumelementen verbunden werden, abgebildet (Abb. 4.3-3). Die räumliche Dichte der Knotenpunkte richtet sich nach der Heterogenität von Topographie (wechselnde Hangneigung) und Boden (Horizonte, Skelettanteil, Wurzeldichte). Je größer die Heterogenität, desto dichter sollte die Anlage der Knotenpunkte sein. Folgende Randbedingungen grenzen den Hang zur Außenwelt ab:

- Infiltration (zeitabhängige Flußbedingung) als Input am oberen Rand
- Dichtschicht (Null-Fluß-Bedingung) als untere Begrenzung
- Wasserscheide (Null-Fluß-Bedingung) als geschlossene seitliche Begrenzung
- seitlicher Abfluß (laterale Abflußbedingung) als offene seitliche Begrenzung
- Wasserentzug durch Wurzeln (Senkenterm) als innere Wassersenke

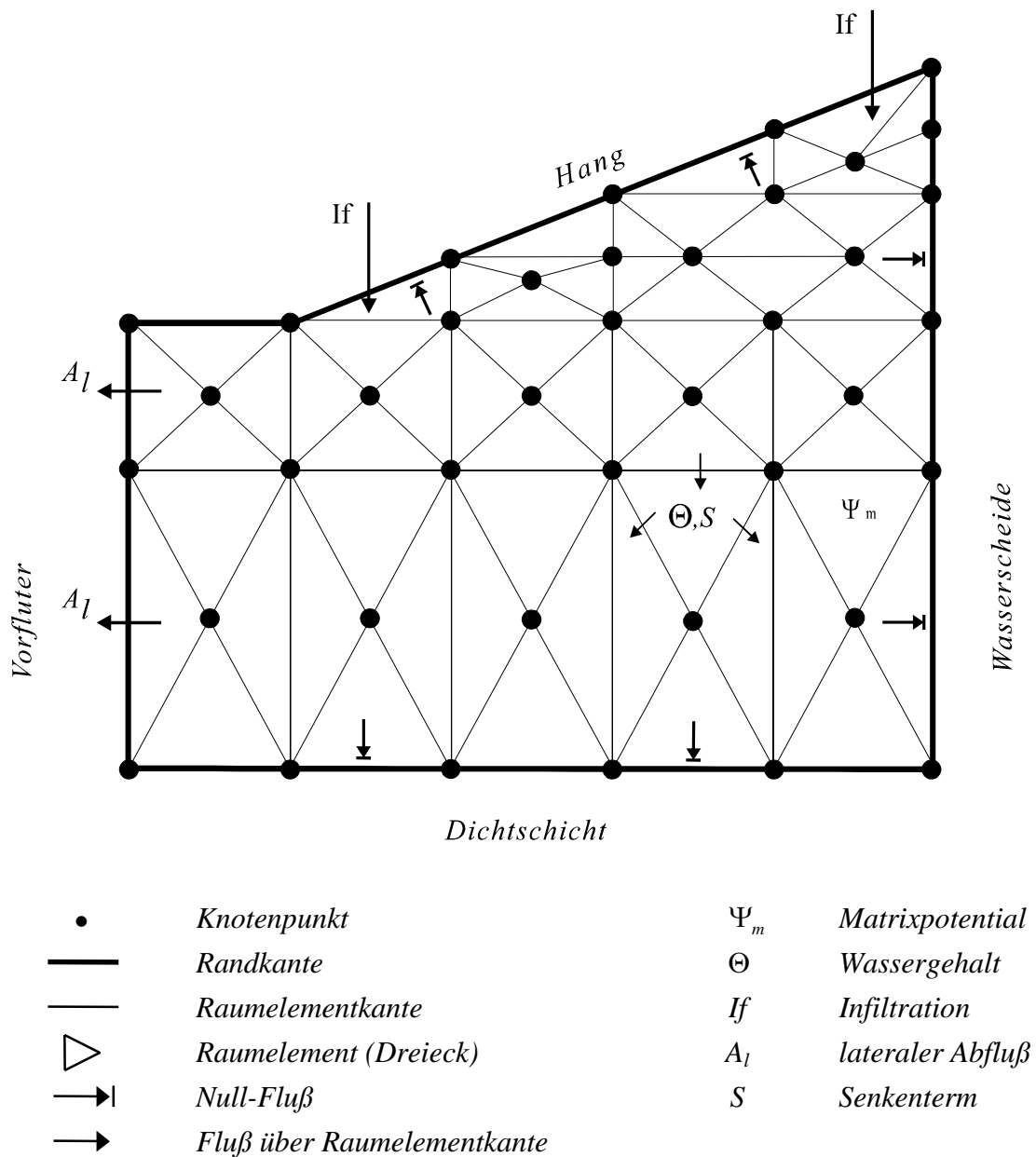


Abb. 4.3-3: Schema der räumlichen Diskretisierung des Wasserhaushaltsmodells „silVlow“ (verändert nach SCHMIDT et al. 1995)

Jedem Dreieck werden zwei bodenphysikalische Parameterfunktionen (Materialeigenschaften) zugeordnet. Dies ist zum einen die pF-Kurve (volumetrischer Wassergehalt in Abhängigkeit vom Matrixpotential) und zum anderen die K_r -Kurve (hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotential). Die pF-Kurven wurden im Labor an ungestörten Stechzylinderproben für verschiedene Tiefenstufen ermittelt (Abb. 4.3-4 und 4.3-5). Für die Oh-Lage der Humusaufgabe wurde die pF-Kurve der Tiefenstufe 0 bis 5 cm übernommen.

4.3 Wasserflüsse

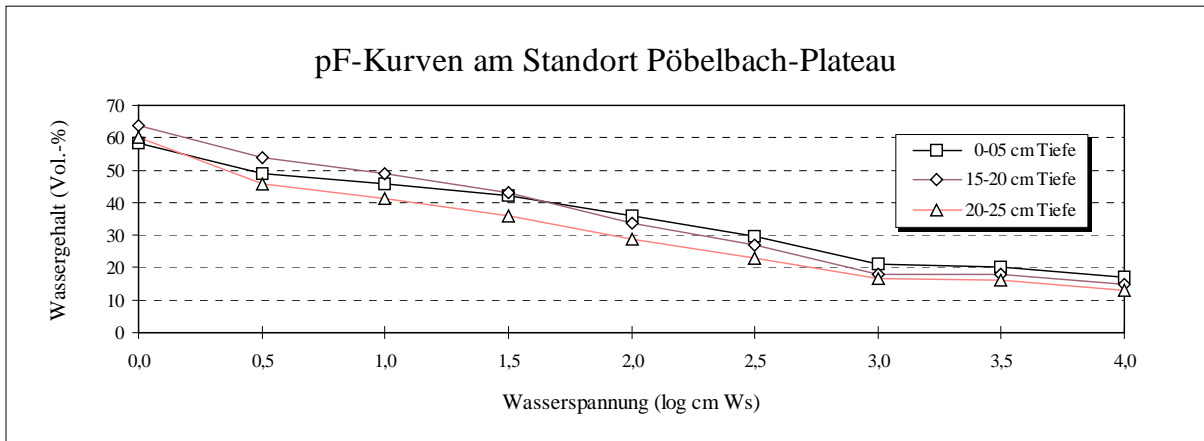


Abb. 4.3-4: pF-Kurven in drei Bodentiefen des Standorts Pöbelbach-Plateau (PöP)

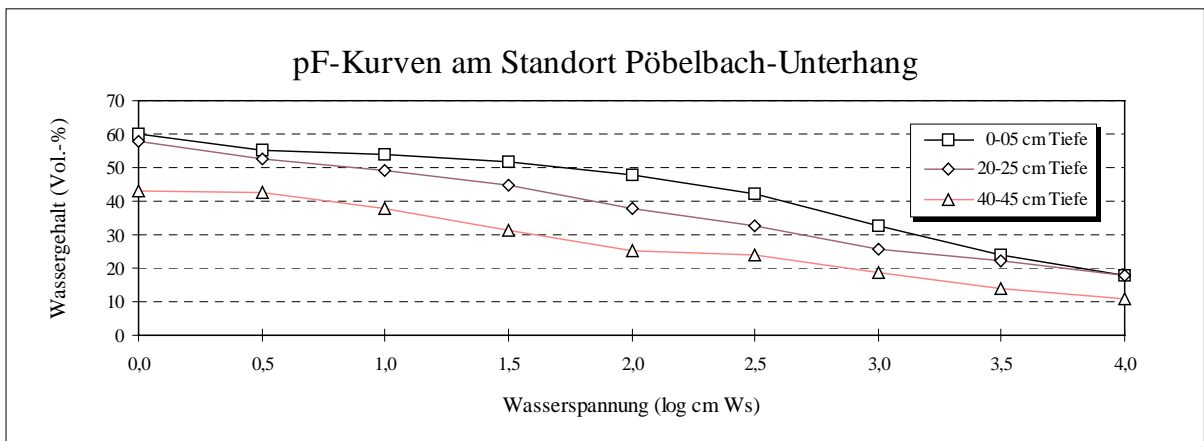


Abb. 4.3-5: pF-Kurven in drei Bodentiefen des Standorts Pöbelbach-Unterhang (PöUh)

Die Bestimmung der K_r -Kurven erfolgte durch iterativ-inverse Simulation. Ausgewählte K_r -Standardkurven wurden schrittweise so lange verändert, bis die durch das Modell berechneten Matrixpotentiale und Abflußraten mit den gemessenen übereinstimmten. In der ersten Anpassungsphase wurde der bei einem Beregnungsversuch im Gelände gemessene Saugspannungsverlauf berücksichtigt (Abb. 4.3-6). In der zweiten Phase erfolgte die Anpassung der Leitfähigkeitskurven anhand der Matrixpotentialmessungen eines begrenzten Zeitraumes außerhalb der Vegetationszeit (kein Wasserentzug durch Wurzeln und damit Ausschaltung des Senkenterms).

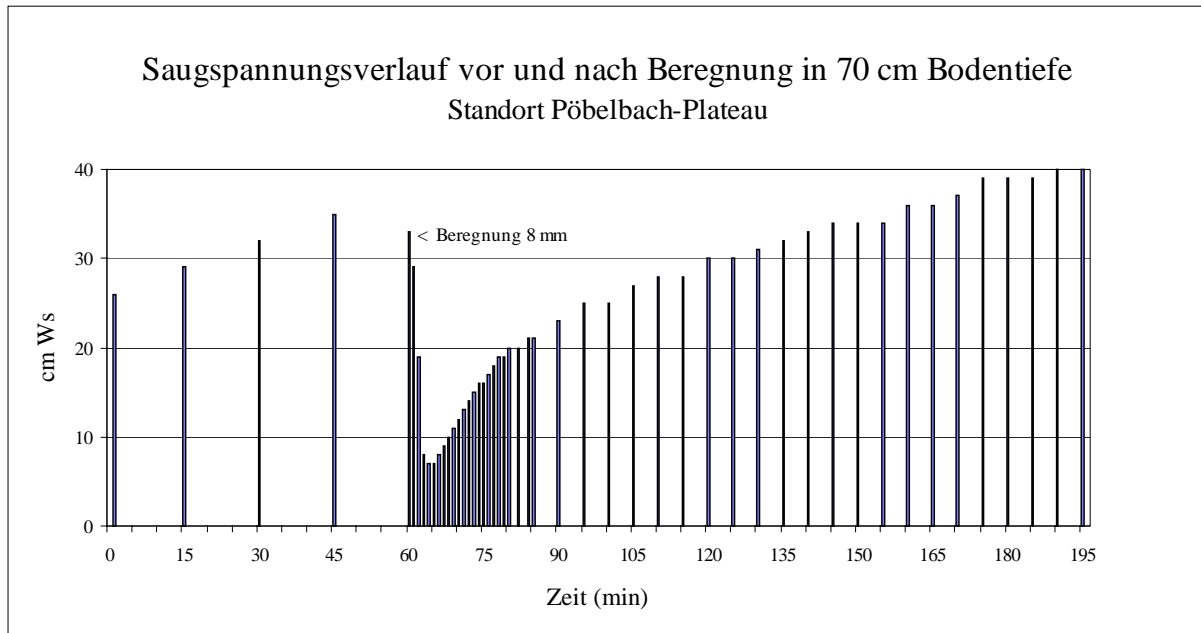


Abb. 4.3-6: Saugspannungsverlauf in 70 cm Bodentiefe vor und nach Berieselung mit 8 mm „Niederschlag“ am Standort PöP (Lufttemperatur 24 °C, Anstieg der relativen Luftfeuchte von 75 auf 95 %)

Bei gegebener Infiltration als Input (Abschnitt 4.3.4) und bekannter ungestreßter Transpiration (Abschnitt 4.3.5) berechnet das Modell die aktuellen Matrixpotentiale an den einzelnen Knotenpunkten sowie die Wassergehalte innerhalb der Dreiecke (Raumelemente) für jeden Zeitschritt. Anschließend wurden die Wassergehalte der Dreiecke in Tagesschritten verglichen, um so die resultierenden Flüsse über die Kanten der Dreiecke zu ermitteln. Eine Zunahme des Wassergehalts zeigt Senkenfunktion, eine Abnahme Quellfunktion des betrachteten Dreiecks an. Unter Vernachlässigung der lateralen Komponente des Wasserflusses errechnet sich je Zeitschritt die Tiefensickerung (TS_i) eines Raumelements (i) aus der Differenz „Input (In) des Raumelements abzüglich der Wurzelwasseraufnahme (S_{akt}) und der Wassergehaltsänderung ($\Delta\Theta$) des Raumelements“ (Gl. 4.3-10).

Gl. 4.3-10

$$TS_i = In_i - (S_{akt})_i - \Delta\Theta_i$$

- TS_i = Tiefensickerung (Output) aus dem Raumelement i
- In_i = Input des Raumelements i
- $S_{akt\ i}$ = Wasserentzug aus dem Raumelement i durch die Wurzeln
- $\Delta\Theta_i$ = Wassergehaltsänderung im Raumelement i
- i = Raumelement (Dreieck) des Diskretisierungsschemas

4.3 Wasserflüsse

Da die obere Bodenregion nur äußerst selten wassergesättigt war und in der Simulation keine starken lateralen Gradienten des Matrixpotentials oberhalb 70 cm Bodentiefe auftraten, ist die Vernachlässigung der lateralen Sickerkomponente gerechtfertigt. Somit konnte der Output eines Raumelements als Input für das darunterliegende Element betrachtet werden.

Demgegenüber muß zur Berechnung des Gebietsabflusses die laterale Wasserbewegung berücksichtigt werden. Im Zustand der Wassersättigung reichen schon geringe Potentialgradienten aus, um eine Wasserbewegung zu bewirken. Daher wächst die Bedeutung des lateralen Wasserflusses mit zunehmender Wassersättigung des Bodens. Da am unteren Rand der Fließregion der Sättigungszustand häufiger erreicht wird als in den oberen Bodenpartien, nimmt der Anteil der lateralen Komponente am Flußvektor in den unteren Raumelementen erheblich zu. Der simulierte Gebietsabfluß entspricht der Summe der Beträge von den senkrecht auf dem offenen seitlichen Abflußrand des Diskretisierungsschemas stehenden Flußvektoren der untersten Raumelemente. Durch Vergleich des simulierten Gebietsabflusses mit dem gemessenen wurden die Simulationsergebnisse überprüft (Abb. 4.3-7).

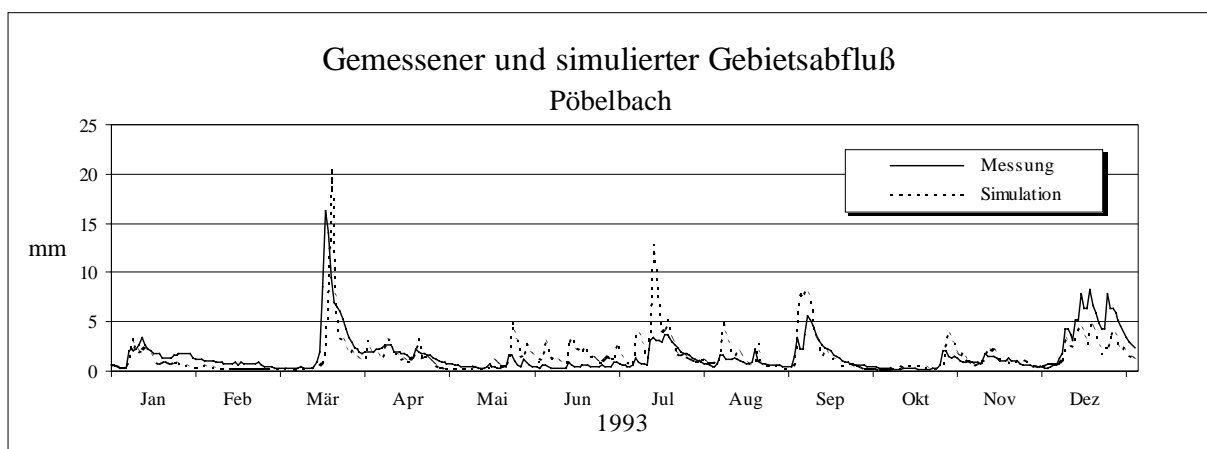


Abb. 4.3-7: Gemessener und simulierter Abfluß des Pöbelbachs 1993

Die Ergebnisse der Sickerwassersimulation für den nordostexponierten Hang (Standorte PöP und PöUh) sowie die abgeschätzten Sickerwasserflüsse für den südwestexponierten Hang (Standort PöOh) sind in den Abbildungen 4.3-18 bis 4.3-20, 4.3-29 bis 4.3-31 und in Tabelle 4.3-1 dargestellt.

4.3.8 Gebietsabfluß

Die kontinuierliche Messung des Gebietsabflusses erfolgte am Meßwehr „Bärenfels“. Die vom REFERAT FÜR WASSERMENGENWIRTSCHAFT UND WASSERBAU DES SÄCHSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE betreute Schreibpegelstation liegt ca. 1,7 km unterhalb der Austrittsstelle des Pöbelbachs (Brücke „Putzmühle“) aus dem Untersuchungsgebiet. Da keine permanenten Seitenzuflüsse existieren, konnten die täglichen Pegeldata des 6,2 km² großen Einzugsgebiets bis zum Pegel „Bärenfels“ direkt als Abfluß pro Flächeneinheit in mm (l/m²) umgerechnet werden.

An den Hochwassertagen des Untersuchungszeitraums erfolgten Wasserabschläge aus dem die südliche Einzugsgebietsgrenze bildenden „Neugraben“ (Kapitel 2.2) in den Pöbelbach. Die von der SÄCHSISCHEN LANDESTALSPERRENVERWALTUNG registrierten Abschläge wurden an den jeweiligen Tagen von den Pegeldata „Bärenfels“ subtrahiert.

Die Meßergebnisse zum Gebietsabfluß sind in der Abbildung 4.3-13 und der Tabelle 4.3-1 dargestellt.

4.3 Wasserflüsse

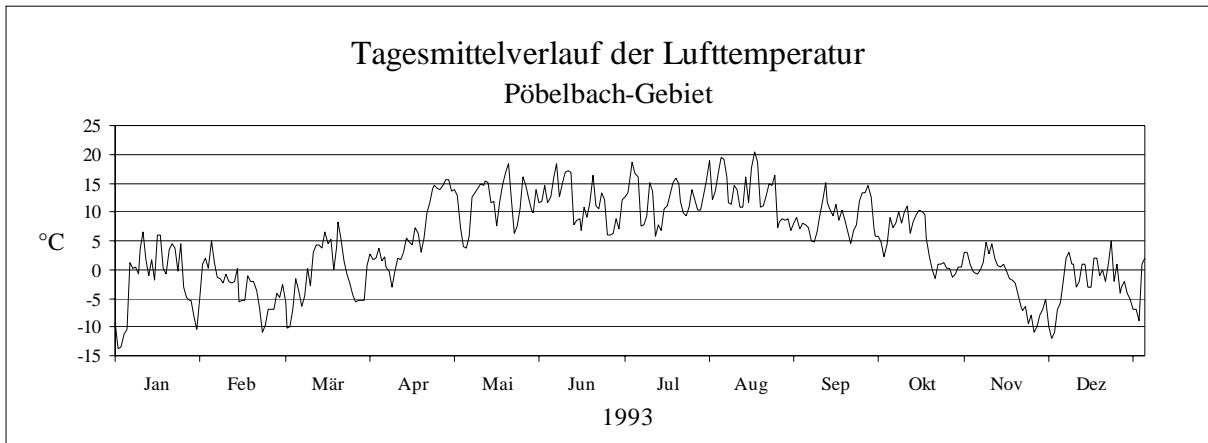


Abb. 4.3-8: Gemessene Tagesmittel der Lufttemperatur im Einzugsgebiet des Pöbelbachs 1993

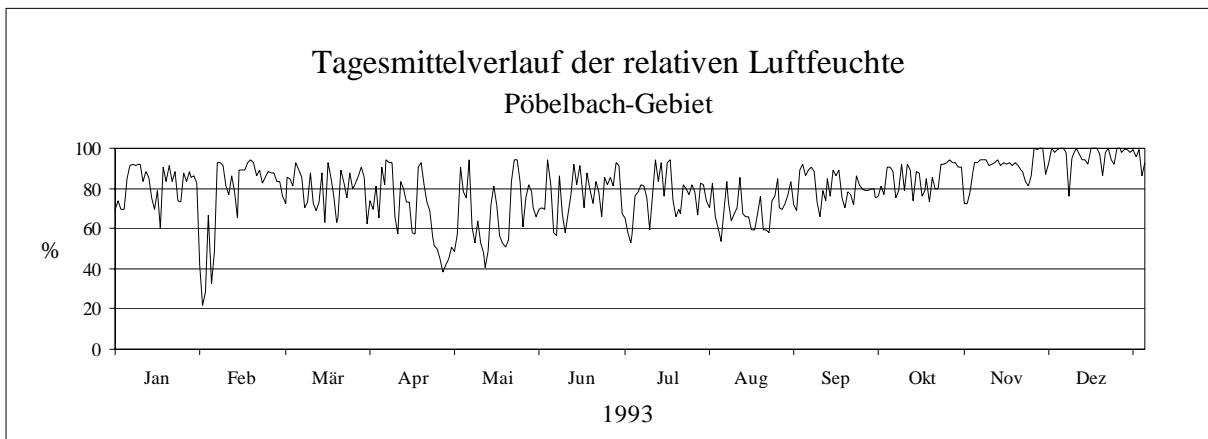


Abb. 4.3-9: Gemessene Tagesmittel der rel. Luftfeuchte im Einzugsgebiet des Pöbelbachs 1993

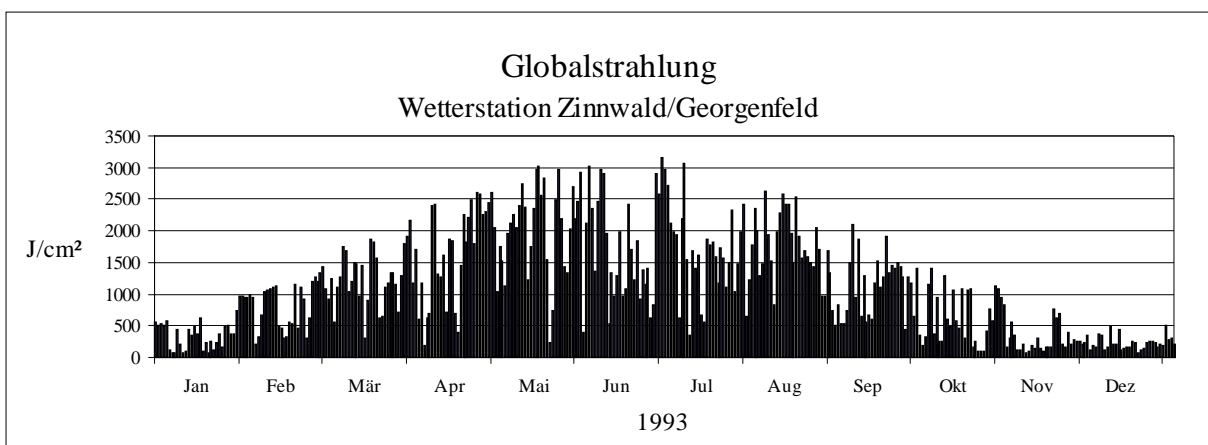


Abb. 4.3-10: Gemessene Tagessummen der Globalstrahlung von der Wetterstation Zinnwald-Georgenfeld 1993

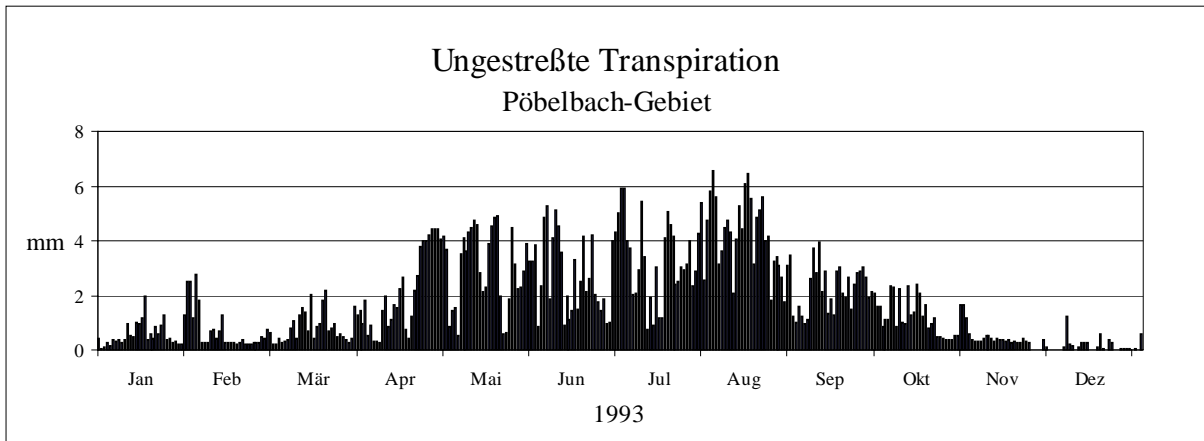


Abb. 4.3-11: Berechnete Tagessummen der ungestreßten Transpiration im Einzugsgebiet des Pöbelbachs 1993

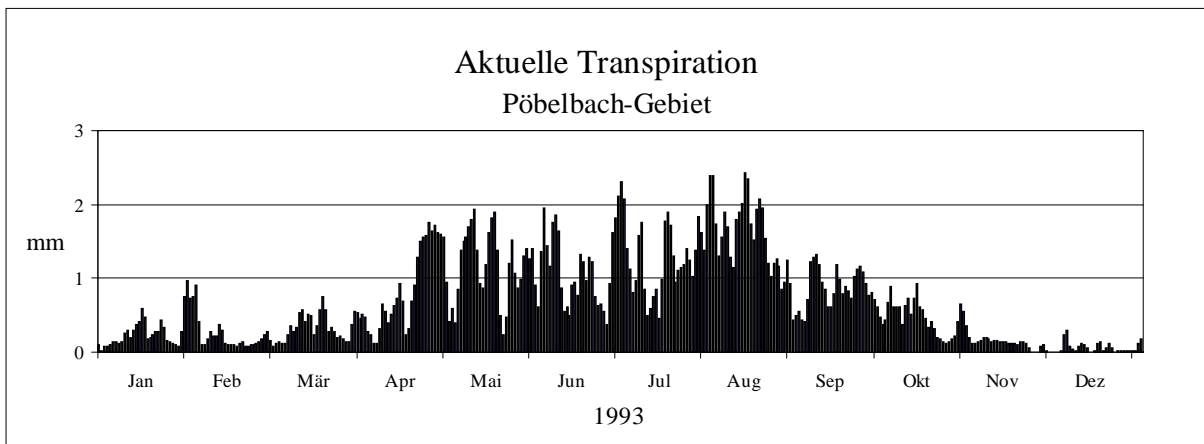


Abb. 4.3-12: Simulierte Tagessummen der aktuellen Transpiration im Einzugsgebiet des Pöbelbachs 1993

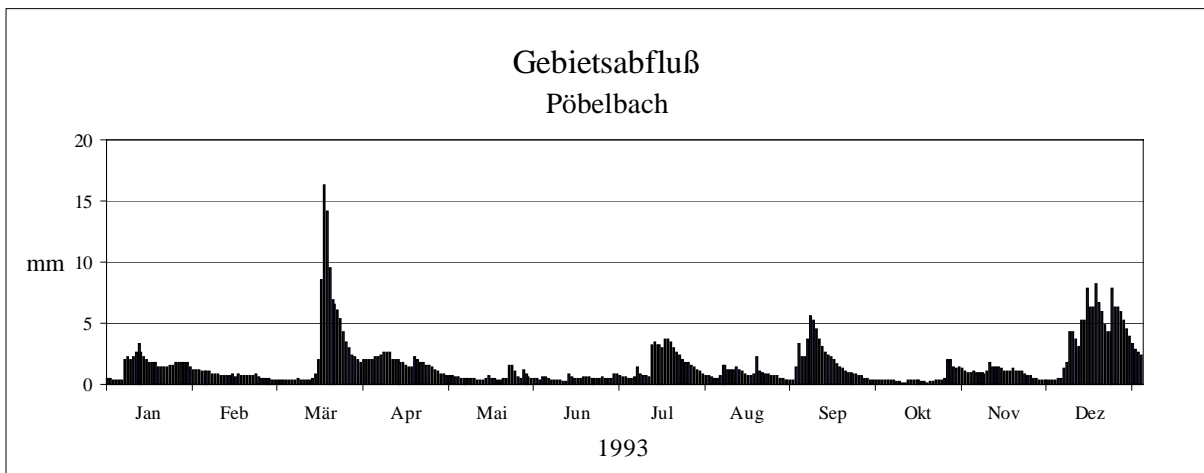


Abb.4.3-13: Gemessene Tagessummen des Gebietsabflusses über den Pöbelbach 1993

4.3 Wasserflüsse

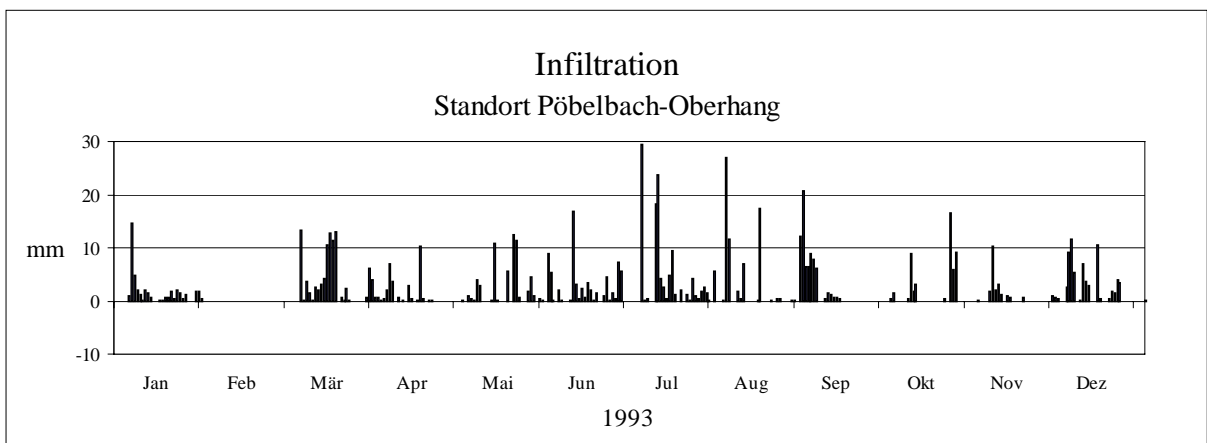
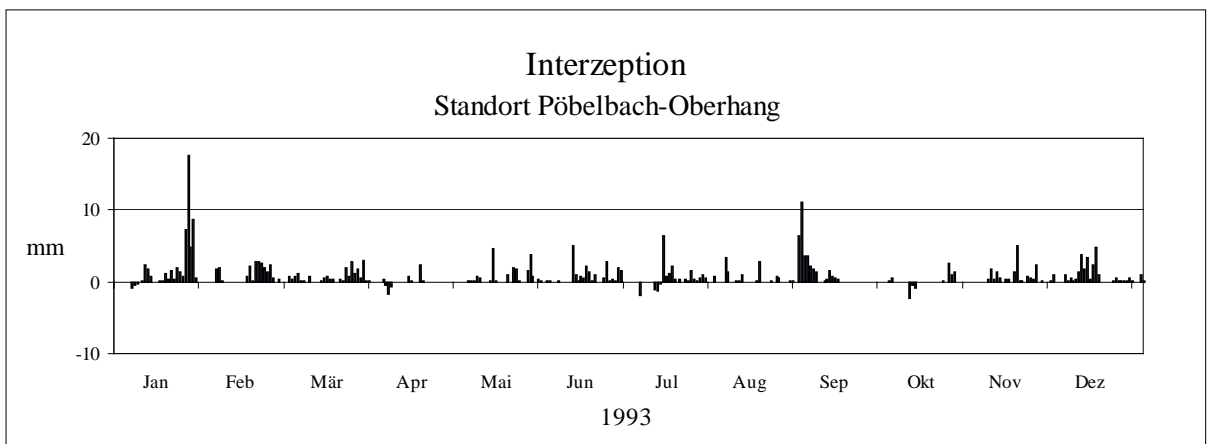
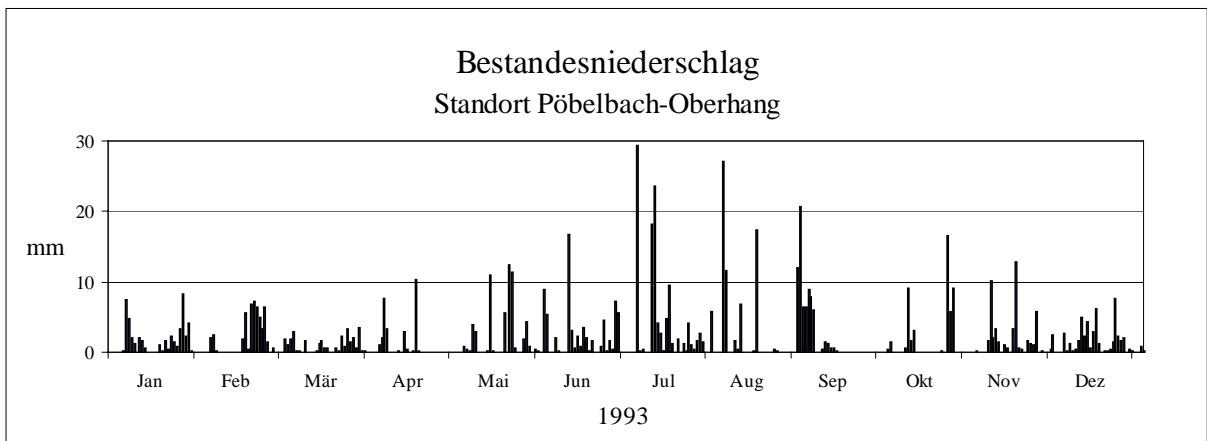
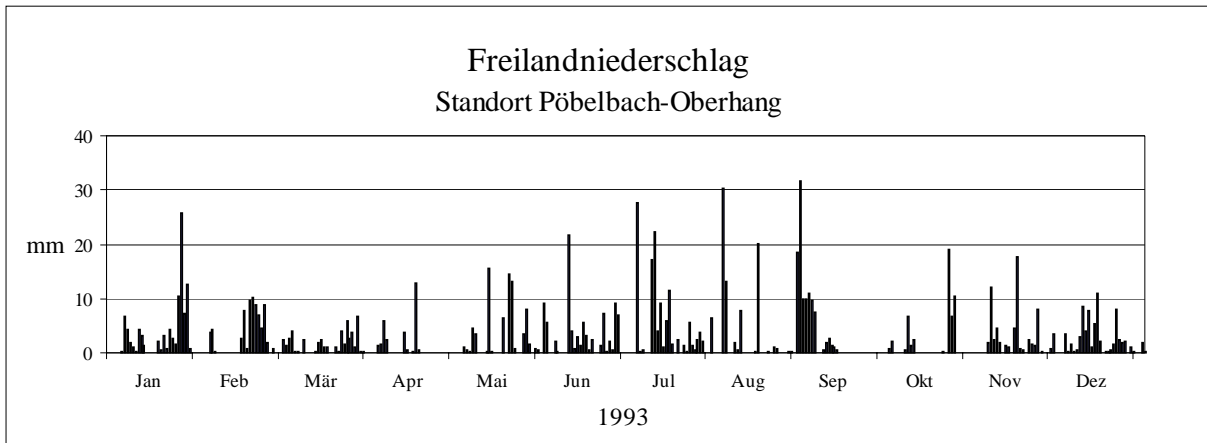


Abb. 4.3-14 bis 4.3-17: Oberirdische Wasserflüsse am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

4.3 Wasserflüsse

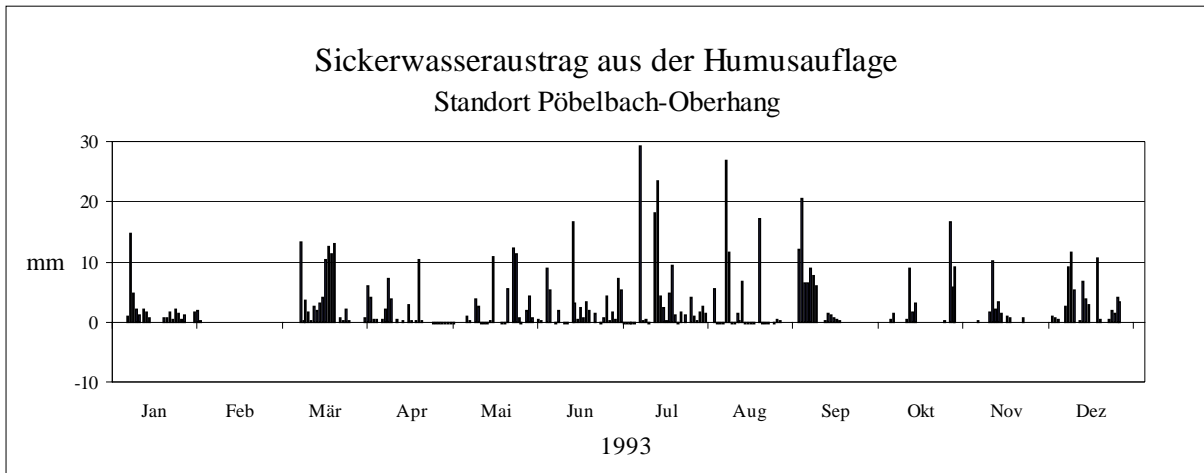


Abb. 4.3-18: Abgeschätzte Tagessummen der Sickerwasserflüsse aus der Humusauflage am Standort Pöbelbach-Oberhang (südwestexponierter Hang) 1993

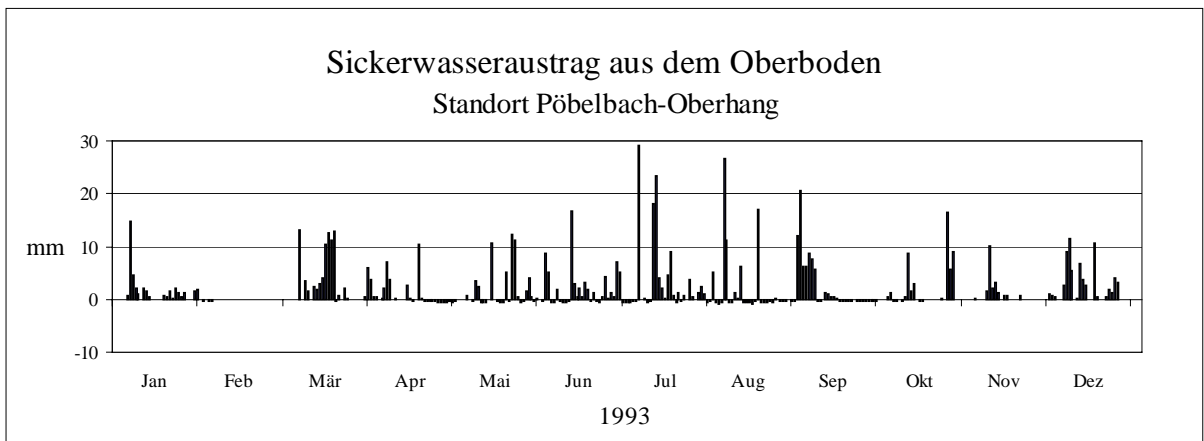


Abb. 4.3-19: Abgeschätzte Tagessummen der Sickerwasserflüsse in 20 cm Bodentiefe am Standort Pöbelbach-Oberhang (südwestexponierter Hang) 1993

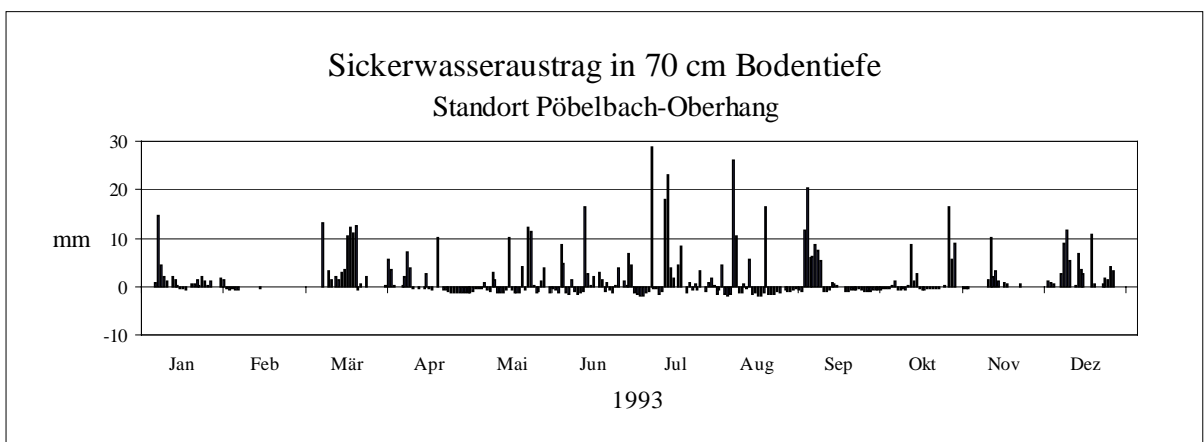


Abb. 4.3-20: Abgeschätzte Tagessummen der Sickerwasserflüsse in 70 cm Bodentiefe am Standort Pöbelbach-Oberhang (südwestexponierter Hang) 1993

4.3 Wasserflüsse

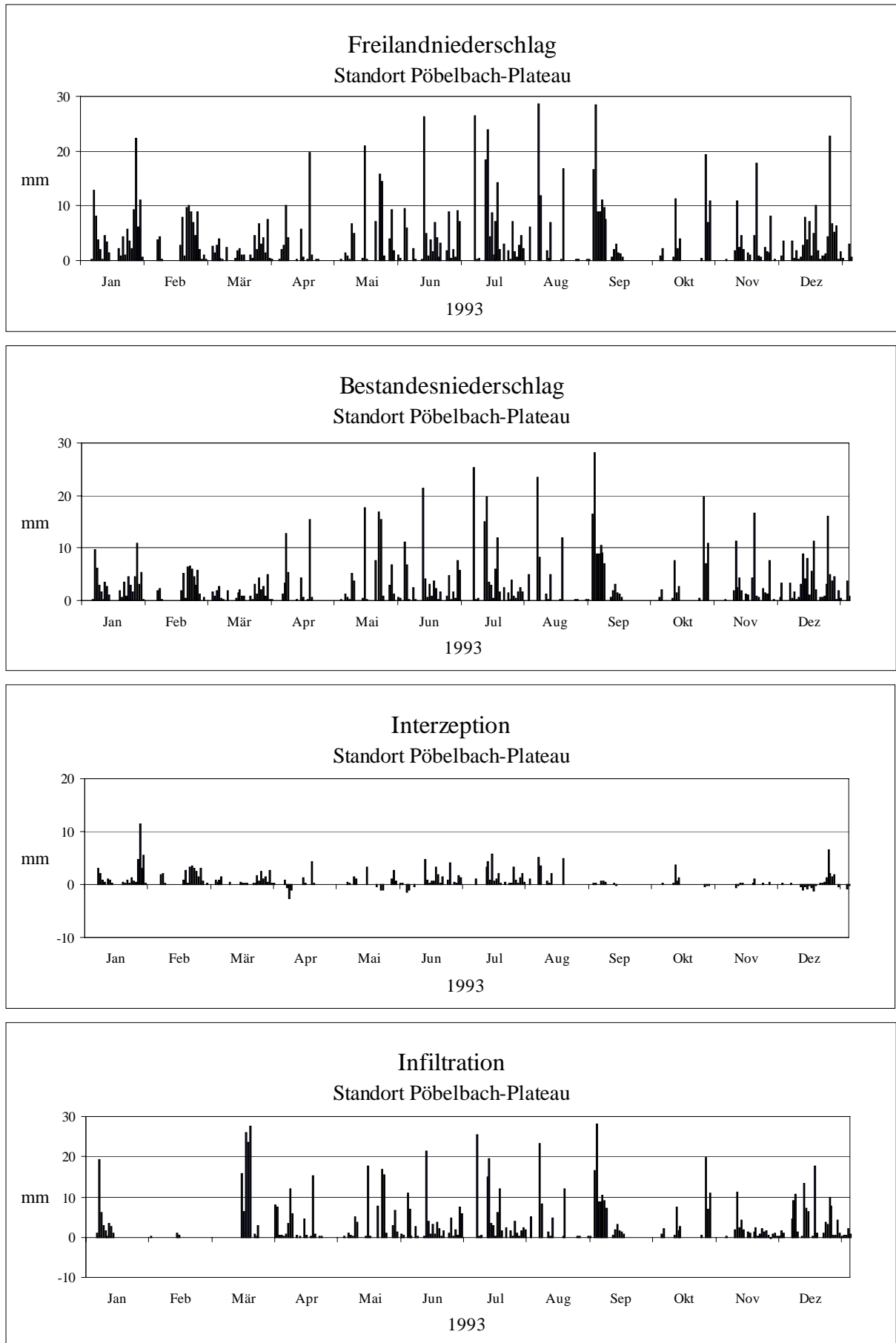


Abb. 4.3-21 bis 4.3-24: Oberirdische Wasserflüsse am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

4.3 Wasserflüsse

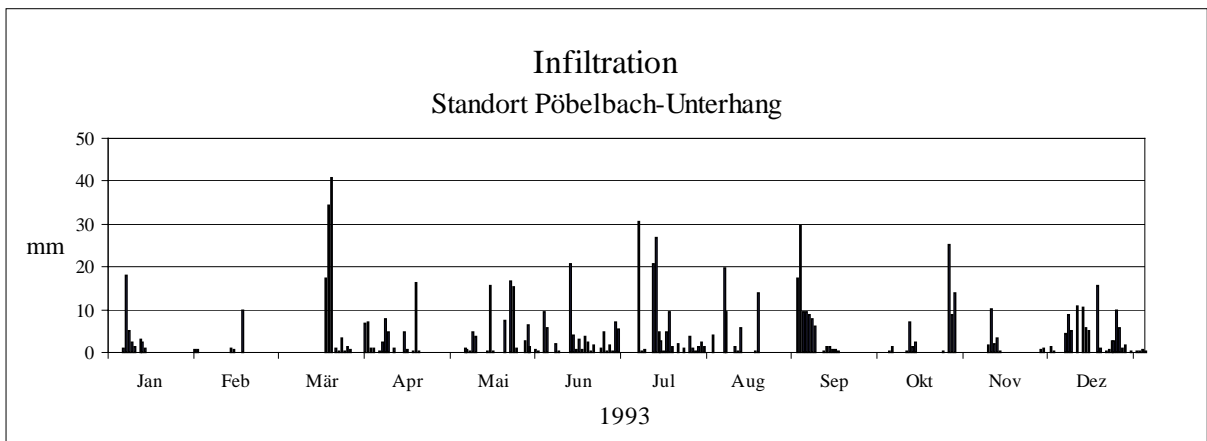
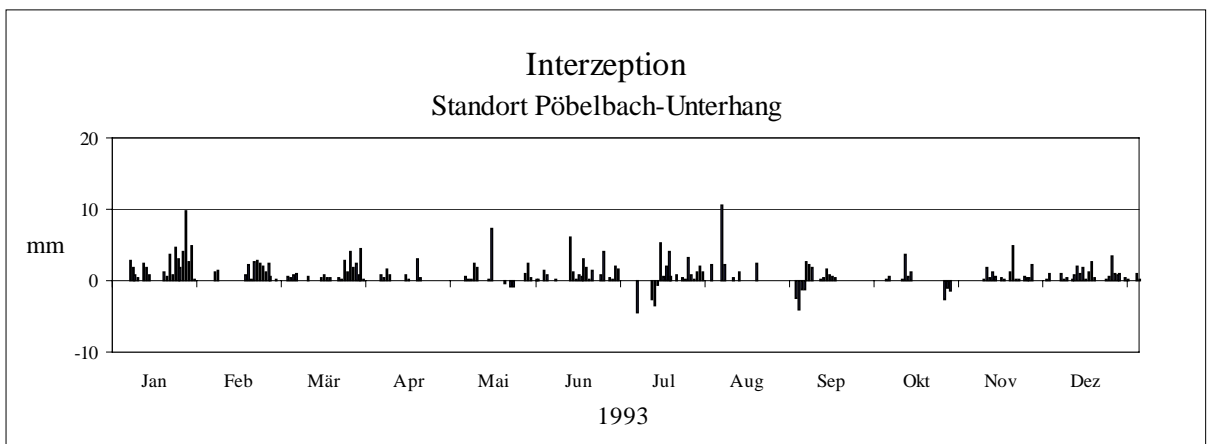
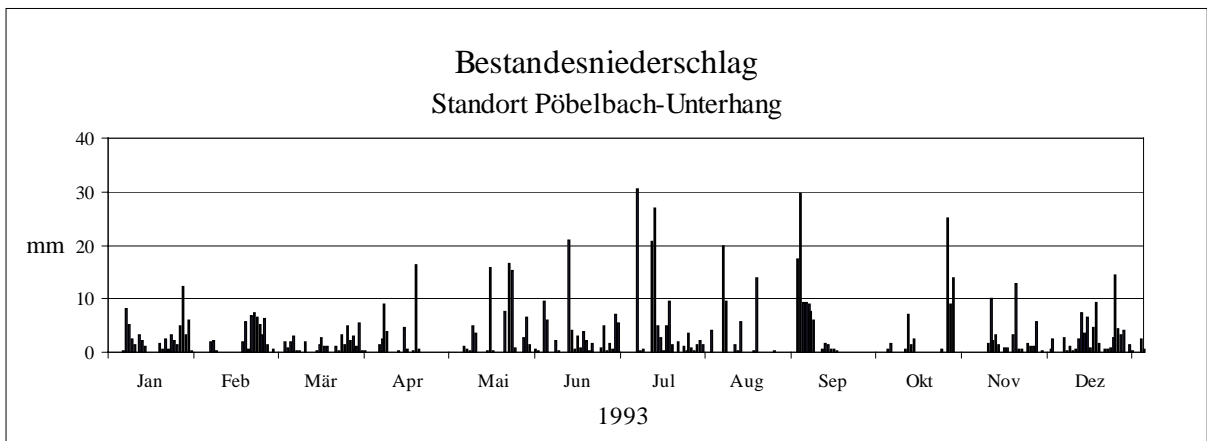
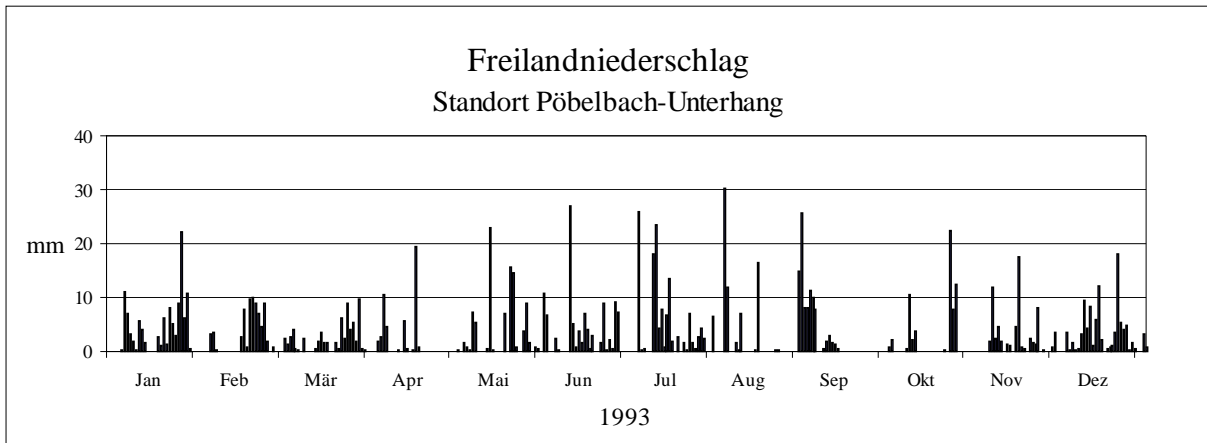


Abb. 4.3-25 bis 4.3-28: Oberirdische Wasserflüsse am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

4.3 Wasserflüsse

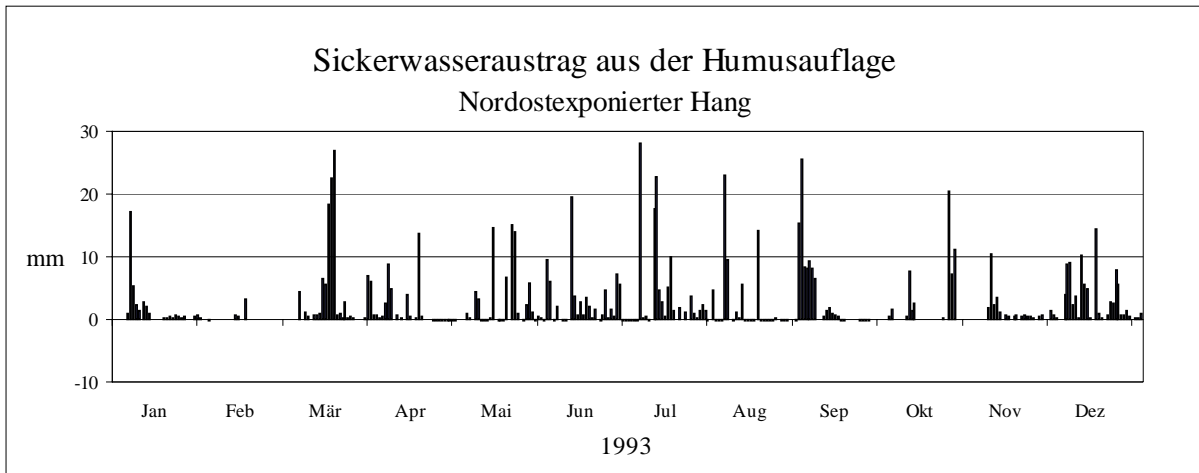


Abb. 4.3-29: Abgeschätzte Tagessummen der Sickerwasserflüsse aus der Humusauflage am nordostexponierten Hang (Standorte PöP und PöUh) 1993

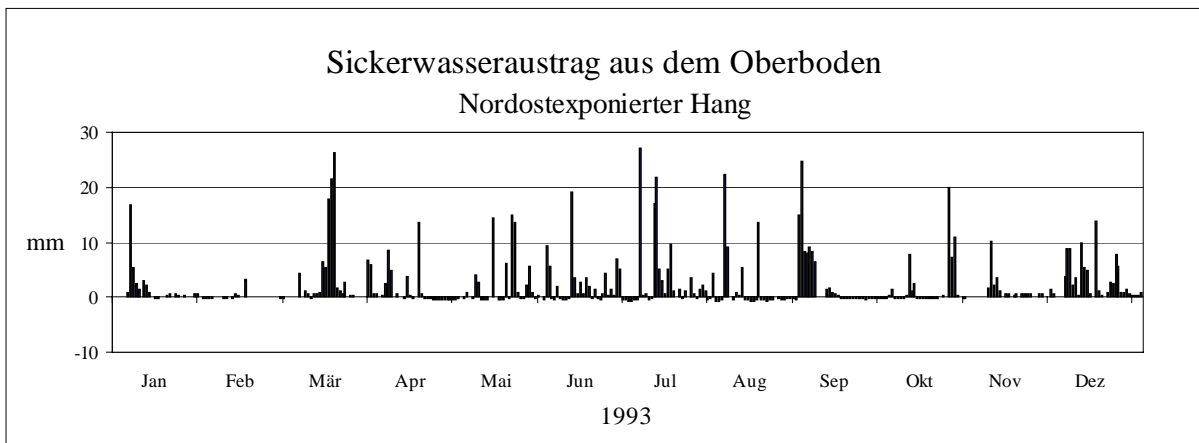


Abb. 4.3-30: Simulierte Tagessummen der Sickerwasserflüsse in 20 cm Bodentiefe am nordostexponierten Hang (Standorte PöP und PöUh) 1993

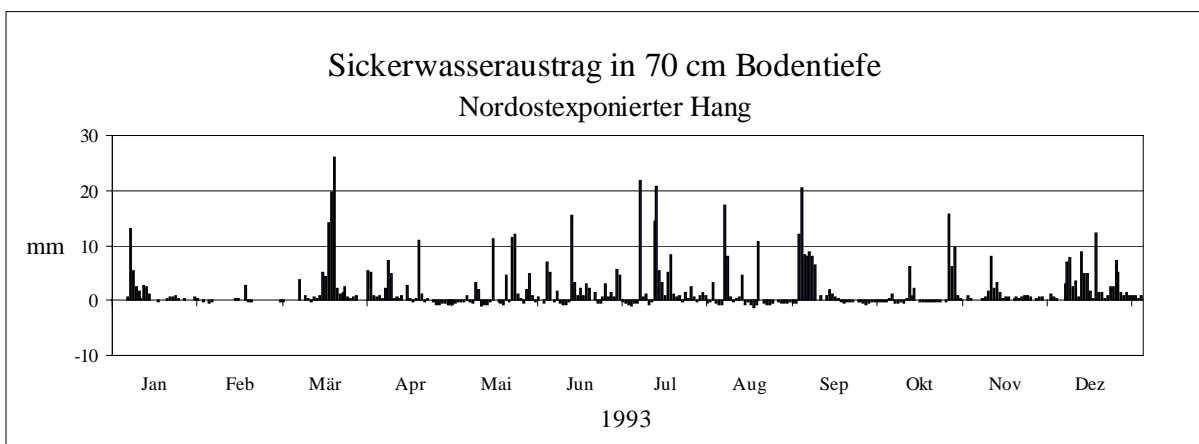


Abb. 4.3-31: Simulierte Tagessummen der Sickerwasserflüsse in 70 cm Bodentiefe am nordostexponierten Hang (Standorte PöP und PöUh) 1993

4.3 Wasserflüsse

Wasserflüsse <i>mm</i>	Pöbelbach-Oberhang		
	Winter	Sommer	Gesamtjahr
Freilandniederschlag	384	491	875
Interzeptionsverdunstung	<u>129</u>	<u>91</u>	<u>220</u>
Bestandesniederschlag	254	400	655
Infiltration	<u>263</u>	<u>400</u>	<u>663</u>
Ungestreßte Transpiration	<u>107</u>	<u>534</u>	<u>641</u>
Aktuelle Transpiration	<u>41</u>	<u>205</u>	<u>246</u>
Tiefensickerung Oh/A	<u>258</u>	<u>375</u>	<u>634</u>
Tiefensickerung in 20 cm	<u>251</u>	<u>336</u>	<u>587</u>
Tiefensickerung in 70 cm	<u>232</u>	<u>242</u>	<u>474</u>
Abfluß Pöbelbach	323	195	517
Wasserflüsse <i>mm</i>	Pöbelbach-Plateau		
	Winter	Sommer	Gesamtjahr
Freilandniederschlag	403	527	929
Interzeptionsverdunstung	<u>68</u>	<u>85</u>	<u>153</u>
Bestandesniederschlag	334	442	776
Infiltration	<u>344</u>	<u>442</u>	<u>786</u>
Ungestreßte Transpiration	<u>107</u>	<u>534</u>	<u>641</u>
Aktuelle Transpiration	<u>42</u>	<u>207</u>	<u>249</u>
Tiefensickerung Oh/A	<u>308</u>	<u>406</u>	<u>714</u>
Tiefensickerung in 20 cm	<u>300</u>	<u>367</u>	<u>666</u>
Tiefensickerung in 70 cm	<u>284</u>	<u>310</u>	<u>592</u>
Abfluß Pöbelbach	323	195	517
Wasserflüsse <i>mm</i>	Pöbelbach-Unterhang		
	Winter	Sommer	Gesamtjahr
Freilandniederschlag	435	525	960
Interzeptionsverdunstung	<u>124</u>	<u>84</u>	<u>208</u>
Bestandesniederschlag	311	442	753
Infiltration	<u>323</u>	<u>442</u>	<u>765</u>
Ungestreßte Transpiration	<u>107</u>	<u>534</u>	<u>641</u>
Aktuelle Transpiration	<u>42</u>	<u>207</u>	<u>249</u>
Tiefensickerung Oh/A	<u>308</u>	<u>406</u>	<u>714</u>
Tiefensickerung in 20 cm	<u>300</u>	<u>367</u>	<u>666</u>
Tiefensickerung in 70 cm	<u>284</u>	<u>310</u>	<u>592</u>
Abfluß Pöbelbach	323	195	517

Tab. 4.3-1: Gemessene, berechnete und simulierte Wasserflüsse an den Untersuchungsstandorten des Pöbelbach-Einzugsgebiets 1993

4.4 Ionenflüsse

4.4.1 Überblick

Der Fluß eines Ions, d. h. seine Transportrate, berechnet sich als Produkt aus der Menge an Transportmittel (Streu, Zuwachs, Niederschlags-, Sicker- und Bachwasser) je Zeiteinheit mit der Konzentration des Ions im Transportmittel (Gl. 4.4-1). Die Ionenflüsse sind - als Input- und Outputflüsse eines Kompartiments - Voraussetzung für die im nachfolgenden Kapitel dargestellte kompartimentweise Stoffhaushaltsbilanzierung. Konkret wurden hierfür die nachfolgend genannten und in Abbildung 1.1 dargestellten Ionenflüsse berechnet:

1. Freilandniederschlagsdeposition (*FD*)
2. Interzeptionsdeposition (*ID*)
3. Gesamtdeposition (*GD*)
4. Ionenfluß mit dem Bestandesniederschlag (*BN*)
5. Ionenfluß mit dem Infiltrationswasser (*If*)
6. Ionenfluß mit dem Streufall (*SF*)
7. Ionenaufnahme im Bestandeszuwachs (*BZ*) bzw. Derbholzzuwachs (*DZ*)
8. Ionenfluß mit dem Sickerwasser aus der Humusauflage (*SHu*)
9. Ionenfluß mit dem Sickerwasser aus dem Oberboden (*SO*)
10. Ionenfluß mit dem Sickerwasser aus dem Unterboden (*SU*)
11. Gebietsaustrag mit dem Bachwasser (*BA*)

Die Quantifizierung der Transportmedien wurde in den beiden vorangegangenen Kapiteln 4.2 und 4.3 beschrieben. Die Ionenkonzentrationen in den Transportmedien wurden nach Dekantieren bzw. Filterung (0,45 µm Polycarbonat-Filter) der Niederschlags- und Bachproben sowie Totalaufschluß der Streu- und Bestandesproben (Kapitel 3.3.2) am ICP-OES und Ionenchromatographen gemessen (Kapitel 3.3.2). Die mit Hilfe von Lysimeterkerzen gewonnenen Sickerwässer brauchten nicht gefiltert zu werden, da der größte Porendurchmesser der Lysimeterspitze (Keramikmaterial P80 der STAATLICHEN PORZELLANMANUFAKTUR BERLIN) 1 µm beträgt. Für die Kationenbestimmung wurde eine Teilmenge der Lysimeterproben und der gefilterten Proben nach Bestimmung des pH-Werts zweiprozentig mit HNO₃ angesäuert. Die Ergebnisse der Konzentrationsmessungen werden in den Kapiteln 4.6 („Ionenvorräte“) und 5 („Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts“) sowie im Anhang (Kapitel 8) dargestellt.

4.4 Ionenflüsse

Gl. 4.4-1: Berechnung der Ionenflüsse

$$Q_x = c_x \cdot q_x$$

- Q_x = Transportrate des Ions x (Ionenfluß) =
Menge des Ions x pro Beprobungsintervall
 c_x = Konzentration des Ions x im Transportmittel
 q = Menge des Transportmittels pro Beprobungsintervall

Die Ionenflüsse wurden nach Gleichung 4.4-1 für jedes Flußmedium und jedes Beprobungsintervall (Sammelperiode) gesondert berechnet und auf die Flächeneinheit Hektar (ha) bezogen. Anschließend wurden sie zu Halbjahres- und Jahresfrachten addiert und dabei auf ein 182 Tage umfassendes Winterhalbjahr und ein 183 Tage dauerndes Sommerhalbjahr umgerechnet. Die Zuordnung der Sammelperioden zu den Halbjahren geht aus Tabelle 8.4 des Anhangs hervor. Zuordnungskriterium für das Sommerhalbjahr ist die Vegetationszeit. Die für die Vegetationszeit geforderte Tagesmitteltemperatur von über 5 °C (HEINRICH & HERGT 1990) wurde im Untersuchungsgebiet in der Zeit vom 14. April bis zum 15. Oktober 1993 erreicht.

Der in Jahresauflösung ermittelte Bestandeszuwachs sowie die Pflanzenaufnahme - also der über Bestandeszuwachs, Streufall und Kronenraumbilanz berechnete Ionenfluß aus dem Boden in den Bestand (s. Kapitel 4.5) - wurden nur dem Sommerhalbjahr zugerechnet, da diese Ionenflüsse Stoffwechselaktivitäten voraussetzen und somit ganz überwiegend in der Vegetationszeit stattfinden. Aufgrund organisatorischer Schwierigkeiten verschob sich die Streusammlung um 5 Monate, so daß der Streufluß des Winterhalbjahres zum Teil aus Sammelaktionen im Frühjahr 1994 resultiert. Der Bestandeszuwachs wurde für die getrennt analysierten Baumkompartimente Rinde (Borke und Bast), Holz, Totholz und Nadeln differenziert berechnet (Tab. 4.4-43), da ihre Elementgehalte (Tab. 4.6-8) und ihr Biomassenzuwachs (Tab. 4.4-43) sehr unterschiedlich sind. Die Elementkonzentrationen der Borke werden - in Abhängigkeit von den Adsorptionseigenschaften des eingetragenen Elements - mehr oder weniger stark durch die atmogene Deposition beeinträchtigt. Daher wurde zur Ermittlung des biogenen Elementzuwachses der Rinde (Bast und Borke) anstelle der gemittelten Elementkonzentrationen von Bast und Borke nur die Bastkonzentration mit dem gesamten Rindenbiomassenzuwachs multipliziert. Der Elementzuwachs des Gesamtbestands ergibt sich aus der Summe der Einzelzuwächse. Der Elementzuwachs des Derbholzes ohne Rinde errechnet sich durch Multiplikation der „Elementkonzentration des Holzes“ mit dem „Bestandesderbholz-trockenmassenzuwachs o. R.“.

Das Bachwasser konnte als einziges Flußmedium nicht kontinuierlich beprobt werden. So resultieren die Gebietsaustragsflüsse aus dem Produkt von kontinuierlich gemessenem Gebietsabfluß (Kapitel 4.3.8) und einmaliger Bachwasseranalyse je Sickerwasserbeprobungsintervall (Tabelle 8-4 im Anhang).

4.4.2 Atmosphärischer Stoffeintrag

Der Stoffeintrag aus der Atmosphäre wird mit der Deposition aus dem Freilandniederschlag (*FD*) nicht vollständig erfaßt. So setzt sich nach ULRICH (1983) die **Gesamtdeposition** (*GD*), also der gesamte atmosphärische Stoffeintrag, aus der akzeptorunabhängigen Deposition mit dem Freilandniederschlag (*FD*) und der akzeptorabhängigen Interzeptionsdeposition (*ID*) zusammen.

Gl. 4.4-2: Berechnung der Gesamtdeposition

$$GD_x = FD_x + ID_x$$

GD_x = Gesamtdeposition des Ions *x*

FD_x = Freilandniederschlagsdeposition des Ions *x*

ID_x = Interzeptionsdeposition des Ions *x*

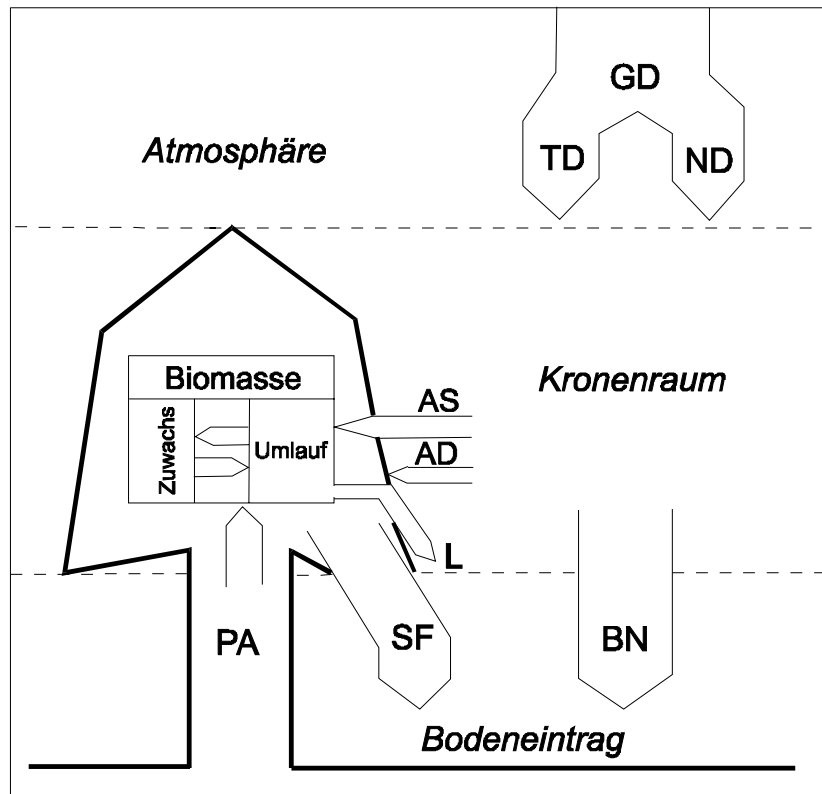
Die **Freilandniederschlagsdeposition** (auch einfach als Niederschlagsdeposition bezeichnet) umfaßt die Deposition mit den Niederschlägen (Regen, Schnee, Graupel), den unter dem Einfluß der Schwerkraft sedimentierenden Teil der trockenen Deposition (Partikel > 5 µm) und Luftinhaltsstoffe < 5 µm, die durch den „Washout-Effekt“ vom Niederschlag mitgerissen werden. Sie wird mit den im Freiland aufgestellten Totalisatoren aufgefangen. Die Konzentrationsmessung erfaßt jedoch nur den in Lösung befindlichen Teil der Freilandniederschlagsdeposition.

Die **Interzeptionsdeposition**, d. h. die Ausfilterung von festen und flüssigen Partikeln mit einem Radius < 5 µm, Wolken- und Nebeltröpfchen < 300 µm und Gasen an Akzeptoroberflächen, läßt sich nicht direkt messen. Zwar transportiert der Bestandesniederschlag nach seiner Passage durch das Kronendach den größten Teil der Interzeptionsdeposition weiter, doch finden darüber hinaus auch Stoffaustauschprozesse mit der Vegetationsoberfläche statt, so daß auch mit dem Bestandesniederschlag eine direkte Messung des gesamten atmosphärischen Stoffeintrags nicht möglich ist. Nach ULRICH et al. (1979) kann sich der Bestandes-

niederschlag gegenüber dem Freilandniederschlag durch folgende Quell- und Senkenprozesse im Kronenraum verändern (s. auch Abb. 4.4-1):

- Adsorption und Ausfällung gelöster Depositionen sowie Speicherung von festen Partikeln auf Zweigen und Blattorganen
- Aufnahme von Stoffen in das Innere der Blätter (Assimilation), u. a. durch Kationenaustausch
- Abwaschen trockener Depositionen durch nachfolgenden Regen, Lösung ungelöster Substanzen in deponierten festen Partikeln sowie Desorption von Ionen auf den Vegetationsoberflächen
- Auswaschung von Stoffen aus dem Blattgewebe (Leaching)

Eine Möglichkeit zur Quantifizierung der Interzeptionsdeposition bildet der von ULRICH (1983 und 1991) sowie BREDEMEIER et al. (1988) für Makroelemente entwickelte Weg zur Abschätzung von Interzeptionsdepositionen auf Grundlage der meßbaren Stoffflüsse mit Freiland- und Bestandesniederschlag. Der Ansatz wurde in dieser Arbeit auf die Ionen H, Na, K, Mg, Ca, F, Cl, und SO₄ sowie auf das Mikronährelement Mn angewandt und soll nachfolgend beschrieben werden (Kapitel 4.4.2.1). Da für Schwermetalle und Aluminium andere Depositionsmechanismen maßgeblich sind, kann dieser Rechenweg nicht auf sie übertragen werden (mit Ausnahme von Mn). Daher wird in Kapitel 4.4.2.2 ein eigener Weg zur Erfassung der Interzeptionsdeposition von Fe und Al vorgestellt, der aufgrund der markanten Konzentrationsunterschiede an diesen Elementen in Borke und Bast der untersuchten Bäume (s. u.) sowie aufgrund der Untersuchungsergebnisse von SCHMIDT (1987) zum Depositionsverhalten von Schwermetallen gerechtfertigt erscheint. Zum besseren Verständnis des nachfolgenden Textes sei Abb. 4.4-1 vorweggestellt:



- ND* = Externer Stoffeintag durch nasse Deposition
- TD* = Externer Stoffeintrag durch trockene Deposition
- GD* = Gesamtdeposition
- AD* = längerfristige Adsorption von trocken deponierten Partikeln
- As* = Assimilation (Aufnahme) von Ionen im Kronenraum
- PA* = Interner Stoffeintrag in den Kronenraum durch Pflanzenaufnahme
- L* = Kronenraumaustrag durch Blattauswaschung (Leaching)
- BN* = Kronenraumaustrag mit dem Bestandesniederschlag
- SF* = Kronenraumaustrag mit dem Streufall

Abb. 4.4-1: Bedeutendste Stoffflüsse im Kronenraum eines Bestandes (nach SCHMIDT 1987)

4.4.2.1 Abschätzung der Interzeptionsdeposition für Makroelemente

Drückt man die Senkenprozesse (Assimilation, Adsorption) und Quellprozesse (Pflanzenauswaschung, Desorption) im Kronenraum eines Bestandes durch den Term *S* aus, so berechnet sich die Interzeptionsdeposition wie folgt:

Gl. 4.4-3: Berechnung der Interzeptionsdeposition (allgemeine Form)

$$ID_x = BN_x - FD_x + S_x$$

- ID_x* = Interzeptionsdeposition des Ions *x*
- BN_x* = Transport des Ions *x* mit dem Bestandesniederschlag
- FD_x* = Freilandniederschlagsdeposition des Ions *x*
- S_x* = Senken- und Quellterm des Ions *x*

4.4 Ionenflüsse

Wird das Ion x bei der Kronenraumpassage dem Niederschlag entzogen (Kronenraum als Senke), fließt S als positiver Wert in die Gleichung ein. Umgekehrt drückt sich eine Quellfunktion des Kronenraums in einem negativen S -Wert aus.

Für die Ionen Na, Cl und SO_4 kann der Senkenterm gleich „0“ gesetzt werden, da ihre Adsorption, Assimilation bzw. Auswaschung im Kronenraum vernachlässigbar gering ist. Somit berechnet sich für sie die Interzeptionsdeposition nach Gleichung 4.4-4:

Gl. 4.4-4: Berechnung der gesamten Interzeptionsdeposition für Na, Cl und SO_4

$$ID_x = BN_x - FD_x$$

ID_x = Interzeptionsdeposition des Ions x
 BN_x = Transport des Ions x mit dem Bestandesniederschlag
 FD_x = Freilandniederschlagsdeposition des Ions x
 x = Na, Cl, SO_4

Da für Na nur eine partikuläre Interzeptionsdeposition in Frage kommt, kann aus seinem Verhältnis der Interzeptionsdeposition zur Niederschlagsdeposition auf die partikuläre Interzeptionsdeposition der anderen Elemente rückgeschlossen werden.

Gl. 4.4-5: Berechnung der partikulären Interzeptionsdeposition

$$ID_x^{partik} = \left(\frac{ID}{FD} \right)_{Na} \cdot FD_x$$

ID_x^{partik} = partikuläre Interzeptionsdeposition des Ions x
 ID_{Na} = Interzeptionsdeposition des Natriums
 FD_{Na} = Freilandniederschlagsdeposition des Natriums
 FD_x = Freilandniederschlagsdeposition des Ions x
 x = H, K, Mg, Ca, Mn, NH_4 , F, Cl, NO_3 , SO_4

Gleichung 4.4-5 setzt allerdings voraus, daß hinsichtlich der partikulären Interzeptionsdeposition das Verhältnis ID/FD des Natriums auch für die anderen Elemente gilt.

Für F, Cl, NO_3 , SO_4 , NH_4 und H^+ muß neben der partikulären auch die gasförmige Interzeptionsdeposition berücksichtigt werden. Für die fünf erstgenannten Ionen ist unter Vernachlässigung des Senken/Quellterms folgende Abschätzung möglich:

4.4 Ionenflüsse

Gl. 4.4-6: Berechnung der gasförmigen Interzeptionsdeposition

$$ID_x^{gas} = (BN_x - FD_x) - ID_x^{partik}$$

- ID_x^{gas} = gasförmige Interzeptionsdeposition des Ions x
 BN_x = Transport des Ions x mit dem Bestandesniederschlag
 FD_x = Freilandniederschlagsdeposition des Ions x
 ID_x^{partik} = partikuläre Interzeptionsdeposition des Ions x
 x = F, Cl, NO_3, SO_4 und NH_4

Diese Abschätzung stellt jedoch für die Stickstoffverbindungen und Fluorid ein ungenaues Maß dar, da es im Kronenraum zur Assimilation von Fluorid (HOCK & ELSTNER 1995) und NH_4 (ULRICH et al. 1979) sowie zu Umwandlungen zwischen den Stickstoffformen NH_4 , NO_3 , NO_x , N_{org} , N_2 und NH_3 kommt (MATZNER 1988). Darüber hinaus muß mit einer Umwandlung der Stickstoffformen in den monatlich beprobten Niederschlagssammlern gerechnet werden. Da die hieraus resultierenden Fehler groß sind, jedoch nicht erfaßt werden können, unterbleibt in dieser Arbeit die Berechnung der Interzeptionsdepositionsraten für NH_4 und NO_3 . Für die Bilanzierungen (Kapitel 4.5) werden die Flüsse dieser Ionen mit dem Bestandesniederschlag eingesetzt.

Mit der gasförmigen Deposition von SO_2 , HF, HCl und HNO_3 ist eine äquivalente Deposition von H^+ verbunden. Auf der anderen Seite erfolgt mit der Deposition von NH_3 eine äquivalente Konsumption von H^+ unter Bildung von Ammonium. Somit kann die gasförmige Protonendeposition wie folgt berechnet werden:

Gl. 4.4-7: Berechnung der gasförmigen H^+ -Interzeptionsdeposition

$$ID_H^{gas} = ID_F^{gas} + ID_{Cl}^{gas} + ID_{NO_3}^{gas} + ID_{SO_4}^{gas} - ID_{NH_4}^{gas}$$

- ID_H^{gas} = gasförmige Interzeptionsdeposition von H^+
 $ID_{SO_4}^{gas}$ = gasförmige Interzeptionsdeposition von SO_4^{2-}
 ID_F^{gas} = gasförmige Interzeptionsdeposition von F^-
 ID_{Cl}^{gas} = gasförmige Interzeptionsdeposition von Cl^-
 $ID_{NO_3}^{gas}$ = gasförmige Interzeptionsdeposition von NO_3^-
 $ID_{NH_4}^{gas}$ = NH_4 -Bildung, resultierend aus der gasförmigen Interzeptionsdeposition von NH_3

Da in dieser Arbeit die Berechnung der gasförmigen Interzeptionsraten von NH_4 (bzw. NH_3) und NO_3 (bzw. HNO_3) aus den oben genannten Gründen nicht möglich war, kann auch nicht

ihr Einfluß auf die Protonendeposition erfaßt werden. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß sich die Rate der Protonenkonsorption infolge Ammoniumbildung und die Protonenproduktionsrate der Salpetersäure teilweise aufheben.

Die möglichen atmosphärischen Depositionsraten für PO_4 sind, gemessen am Gesamtumsatz des Phosphors in organischem Material, vernachlässigbar gering (BREDEMEIER 1987). So lag Phosphat nur in 2 der 33 Freilandniederschlagsproben oberhalb der Nachweisgrenze von 0,5 mg/l. Somit entfällt die Berechnung der Interzeptionsdeposition für Phosphat. In den Bilanzen (Kapitel 4.5) wird die Freilanddeposition des Phosphats als Gesamtdeposition eingesetzt.

Nach Ermittlung der Interzeptionsdeposition kann die Gesamtdeposition der Makroelemente unter Anwendung von Gleichung 4.4-2 berechnet werden.

4.4.2.2 Abschätzung der Interzeptionsdeposition für Eisen und Aluminium

Die Bestimmung der Gesamtdeposition von Eisen und Aluminium unterscheidet sich von der Eintragsabschätzung bei den Makroelementen. Eisen und Aluminium liegen in der Atmosphäre überwiegend in schwer löslicher Form, gebunden an festen Partikeln des Aerosols, vor. Ihre Interzeption erfolgt durch Adsorption der Partikel auf den Vegetationsoberflächen. Die durch SO_2 -Absorption verursachten sehr niedrigen pH-Werte im ungepufferten Interzeptionswasser der Fichtenoberflächen führen nach ULRICH et al. (1979) zu einer teilweisen Auflösung der an den Nadeloberflächen adsorbierten Partikel, wodurch die Schwermetalle im Bestandesniederschlag angereichert werden. Die an den Untersuchungsstandorten im Pöbelbach-Gebiet gemessenen pH-Werte des Bestandesniederschlages bewegten sich im Untersuchungszeitraum zwischen pH 2,6 und 4,2. Median und arithmetisches Mittel vom gesamten Jahr liegen an allen drei Untersuchungsstandorten bei 3,3 bzw. 3,4. Der weiterhin ungelöste Teil des interzeptierten Eisen und Aluminiums bleibt an den Oberflächen der Blattorgane und Rinden haften und gelangt entweder mit dem Streufall zu Boden oder wird an der Rinde des stehenden Bestandes zeitweilig gespeichert. Nach WAGENFÜHR (1989) erfolgt bei der Schuppenborke der Fichte ein relativ zeitiger Abfall äußerer Borkenteile.

Im Vergleich zur Adsorption spielt die Auswaschung und Assimilation von Eisen und Aluminium während der Kronenpassage nur eine untergeordnete Rolle, da sie nicht oder nur in

geringem Maße in den Sproß der Pflanzen aufgenommen werden und zum Teil schon in geringen Konzentrationen toxisch wirken. Dies gilt jedoch nicht für die essentiellen Mikronährstoffe Fe, Mn, Cu, Zn, B und Mo. Insbesondere Mangan zeigt nach SCHMIDT (1987) eine sehr hohe Pflanzenauswaschungsrate. Da es zudem im sauren Bestandesniederschlag gut löslich ist, wird zur Berechnung der Mn-Interzeption ebenfalls das oben beschriebene Schätzmodell von ULRICH verwandt (Gleichung 4.4-5).

Zur Abschätzung der Interzeptionsdeposition des Schwermetalls Eisen und des Leichtmetalls Aluminium läßt es sich nicht vermeiden, Elementflüsse mit quantitativ geringer Bedeutung zu vernachlässigen. Während Eisen einen wichtigen Mikronährstoff für die Pflanzen darstellt, hat Aluminium keine essentielle Bedeutung. Dennoch sind die Al-Konzentrationen in den oberirdischen Pflanzenorganen den Gehalten der Mikronährstoffe Eisen und Mangan vergleichbar. So können Eisen und Aluminium als pflanzliche Spurenstoffe klassifiziert werden, die sich sowohl durch für Spurenelemente beachtenswerte Pflanzenaufnahmeraten als auch hohe Depositionsraten auszeichnen und deren atmosphärischer Teil überwiegend fest an den Vegetationsoberflächen adsorbiert ist. Letzteres kommt auch in dem hohen Rindenquotienten für beide Elemente zum Ausdruck. So ergibt sich aus den Baumuntersuchungen (Kapitel 4.2.2) ein mittlerer Borke/Bast-Konzentrationsquotient von 19 für Eisen und 14 für Aluminium. Obwohl ein lateraler Stoffaustausch nicht ganz ausgeschlossen werden kann, wird davon ausgegangen, daß bei deutlich höheren Konzentrationen in der toten äußeren Rinde (Borke) als im lebenden inneren Bast - also bei einem hohen Borke/Bast-Konzentrationsquotienten - die Elementherkunft überwiegend atmosphärisch ist, während ein Rindenquotient unter 1 auf die Vorherrschaft pflanzeninterner Elementakkumulationen hinweist.

Eine Annäherung an die Interzeptionsdeposition von Eisen und Aluminium ergibt sich aus dem Mittelwert der nachfolgend berechneten Minimal- und Maximalwerte:

Der Minimalwert der Interzeptionsdeposition wird, unter Vernachlässigung des säureunlöslichen Teils der Deposition sowie unter Nichtberücksichtigung eventueller Assimilations- oder Leachingvorgänge, nach Gleichung 4.4-8 berechnet. Da ein Großteil des atmosphärischen Eisens und Aluminiums in den Baumkronen zurückgehalten wird, führt der Minimalwert zu Minderbefunden.

4.4 Ionenflüsse

Gl. 4.4-8: Berechnung der Interzeptionsdeposition für leicht säurelösliche Elemente, die nicht der Pflanzenauswaschung oder Assimilation unterliegen

$$ID_x = BN_x - FD_x$$

- ID_x = Interzeptionsdeposition des Ions x
 BN_x = Transport des Ions x mit dem Bestandesniederschlag
 FD_x = Freilandniederschlagsdeposition des Ions x

Zur Berechnung des Maximalwertes der Interzeptionsdeposition wird die Gesamtmenge des Spurenelements in der Streu und in den exponierten Vegetationsorganen Nadeln und Borke als säureunlöslicher Teil der interzipierten Deposition betrachtet und dementsprechend Gleichung 4.4-9 angewandt. Da ein bedeutender Teil des Eisens und auch des Aluminiums in den berücksichtigten Vegetationsorganen und in der Streu pflanzenbürtig ist, führt der Maximalwert zu Überbefunden.

Gl. 4.4-9: Berechnung der Interzeptionsdeposition für ganz überwiegend atmogene, schwer säurelösliche Spurenelemente

$$ID_x^{Wi} = \left(BN_x^{Wi} + \frac{SF_x^{Wi}}{NJhg} + \frac{NZ93_x^{Jhr}}{2} + \frac{BorZ93_x^{Jhr}}{2} \right) - FD_x^{Wi}$$

$$ID_x^{So} = \left(BN_x^{So} + \frac{SF_x^{So}}{NJhg} + \frac{NZ93_x^{Jhr}}{2} + \frac{BorZ93_x^{Jhr}}{2} \right) - FD_x^{So}$$

$$ID_x^{Jhr} = \left(BN_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} + NZ93_x^{Jhr} + BorZ93_x^{Jhr} \right) - FD_x^{Jhr}$$

- ID_x = Interzeptionsdeposition des Ions x
 BN_x = Austrag des atmogenen Ions x aus dem Kronenraum mit dem Bestandesniederschlag
 SF_x = Austrag des atmogenen Ions x aus dem Kronenraum mit dem Streufall
 $NJhg$ = mengenmäßig bedeutungsvollster Nadeljahrgang der Streu = Anzahl der Jahre atmogener Akkumulation an den Nadeln
 NZ_x = Atmogene Anreicherung des Ions x im Nadelzuwachs
 $BorZ_x$ = Atmogene Anreicherung des Ions x im Borkenzuwachs
 FD_x = Deposition des Ions x mit dem Freilandniederschlag

In Gleichung 4.4-9 wird die Gesamtmenge des Eisens bzw. Aluminiums in der Streu und in den exponierten Vegetationsorganen als Teil der Interzeptionsdeposition betrachtet, der im Kronenraum adsorbiert oder dort in eine schwerlösliche Verbindung überführt wird und nicht in Lösung geht, also nicht mit dem Bestandesniederschlag erfaßt wird. Für den Meßzeitraum eines Jahres muß bedacht werden, daß sowohl an der Streu eines Fichtenbestandes als auch an

den Oberflächen lebender Bestandesteile die akkumulierte Interzeptionsdeposition mehrerer Jahre haftet. Die nachfolgenden Ausführungen stellen den in dieser Arbeit benutzten Weg zur zeitlichen Auflösung der akkumulierten Depositionsfracht vor:

- Berechnung der jährlichen Interzeptionsrate an der Streu: Nadeluntersuchungen an den Zweigen des 7. Quirls der in Kapitel 4.2 beschriebenen Probebäume zeigten an den Standorten PöOh und PöUh deutliche Nadelverluste ab dem 2. Nadeljahrgang und kaum noch vorhandene Nadeln ab dem 5. Nadeljahrgang bzw. am Standort PöP deutliche Nadelverluste ab dem 5. Nadeljahrgang und kaum noch existierende ältere Nadeljahrgänge. Ausgehend davon, daß sich die Streu an den erstgenannten Standorten aus Nadeln des 1. (in den Streusammlern befanden sich auch Nadeln des jüngsten Jahrgangs) bis 4. Nadeljahrgangs mit Dominanz des 4. Nadeljahrgangs zusammensetzt und am Standort PöP aus ein- bis fünfjährigen Nadeln mit Dominanz des 5. Nadeljahrgangs, kann als Schätzwert angenommen werden, daß ein Viertel bzw. ein Fünftel der im Streufall transportierten Elementmenge durch den Kronenraumeintrag eines Jahres verursacht worden ist. Die monatlich ermittelten Elementfrachten mit der Streu werden daher bei der Berechnung der halb- und ganzjährigen Interzeptionsraten nur zu einem Viertel an den Standorten PöOh und PöUh bzw. einem Fünftel am Standort PöP berücksichtigt.
- Berechnung der jährlichen Interzeptionsrate an der lebenden Nadelmasse: In Kapitel 4.2 wurde die oberirdische Gesamtbiomasse der drei untersuchten Bestände berechnet und daraus die Nadelbiomasse abgeleitet (Gleichung 4.2-5). Letztere multipliziert mit den mittleren Nadelelementgehalten ergibt den Elementvorrat in bzw. an der lebenden Nadelbiomasse. Ausgehend von bis zu 5 Nadeljahrgängen und der Annahme, daß die betrachteten Spurenelemente ausschließlich atmogener Herkunft sind, entspricht der Nadelelementvorrat dem Depositionsgeschehen der letzten fünf Jahre und kann somit nicht vollständig der Interzeptionsfracht des Untersuchungsjahres zugerechnet werden. Ebenso wird eine gleichmäßige Verteilung des atmogenen Nadelelementvorrats auf die letzten 4 bis 5 Jahre den tatsächlichen Verhältnissen nicht gerecht, da zum einen die Akkumulationsphase je nach Nadelalter unterschiedlich ist und zum anderen die Nadelbiomasse infolge stärkerer Verlichtung der älteren Baumkronenpartien nicht gleichmäßig auf die Nadeljahrgänge verteilt ist. Somit verbleibt nur die Möglichkeit, die Interzeptionsdeposition an der lebenden Nadelbiomasse auf Grundlage des Nadelelementzuwachses (mittlere Nadelgehalte multipliziert mit dem Nadelmassenzuwachs des

Bestandes) für das Untersuchungsjahr abzuschätzen. Dieser Vorgehensweise wird gerecht, daß die an den Baumoberflächen adsorbierte Depositionsfracht in der Biomassenbestimmung miterfaßt worden ist, auf der anderen Seite wurde jedoch der Zuwachsfaktor nur am Derbholz bestimmt und repräsentiert somit streng genommen nur den biogenen Zuwachs.

- In ähnlicher Weise wird mit der Berechnung der Interzeption an der Stammborke verfahren: Da keine Informationen über den zeitlichen Verlauf der Depositionen vorliegen, wird zur Abschätzung der Depositionsrate an der Stammborke die Elementmenge im Borkenzuwachs des Untersuchungsjahres berechnet. Hierzu wird die Elementkonzentration der Stammborke mit dem Borkentrockenmassenzuwachs ($BBTMZ93_{Borke}$) des Bestandes (Gleichung 4.2-15) multipliziert. Aufgrund fehlender Biomassedaten zur Astrinde wird die an ihr adsorbierte Depositionsfracht nicht berücksichtigt, obwohl Studien von SCHMIDT (1987) und LAMERSDORF (1988) auf eine verstärkte Akkumulation atmogener Spurenelemente in den großschuppigen Zweigachsen der Fichten hinweisen.

4.4.3 Zusammenstellung aller Ionenflüsse

In den folgenden Tabellen werden die halbjährlichen und jährlichen Stoffflüsse auf den Untersuchungsflächen dargestellt. Der Bestandesniederschlag setzt sich nur aus der Kronentraufe zusammen, da es sich um Fichtenbestände handelt und somit der Stammabfluß vernachlässigt werden kann (s. Kapitel 4.3.2). Die gegenüber dem Bestandesniederschlag erhöhte Infiltration im Winter beruht auf dem Erbe einer Restschneedecke aus dem Vorjahr. Die in Jahresauflösung ermittelten Stoffflüsse Bestandeszuwachs und Derbholzzuwachs wurden nur dem Sommerhalbjahr zugerechnet, da es die Vegetationszeit und somit den Hauptteil der Stoffwechselaktivitäten repräsentiert. Ergänzend zum Bestandes- und Derbholzzuwachs werden in Tabelle 4.4-43 die Zuwächse der einzelnen Baumkompartimente aufgeführt, aus deren Summe sich der Bestandeszuwachs ergibt.

4.4 Ionenflüsse

Flüsse Na <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh			Flüsse K <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	52	47	99	Freilanddeposition	21	84	105
partikuläre Interzeption	106	54	160	partikuläre Interzeption	42	98	140
Gesamtdeposition	158	101	258	Gesamtdeposition	63	182	246
Bestandesniederschlag	158	101	258	Bestandesniederschlag	236	301	537
Infiltration	246	101	347	Infiltration	336	301	637
Streufall	4	5	9	Streufall	55	72	126
Bestandeszuwachs	0	3	3	Bestandeszuwachs	0	200	200
Derbholzzuwachs m. R.	0	1	1	Derbholzzuwachs m. R.	0	109	109
Sickerwasser Oh/A	154	160	315	Sickerwasser Oh/A	360	314	674
Sickerwasser in 20 cm	159	242	401	Sickerwasser in 20 cm	200	489	689
Sickerwasser in 70 cm	158	171	329	Sickerwasser in 70 cm	117	127	245
Gebietsaustrag	281	237	518	Gebietsaustrag	72	58	130
Flüsse Mg <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh			Flüsse Ca <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh		
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Jahr</i>	
Freilanddeposition	16	12	28	Freilanddeposition	49	64	113
partikuläre Interzeption	33	14	47	partikuläre Interzeption	99	75	174
Gesamtdeposition	50	26	76	Gesamtdeposition	147	139	287
Bestandesniederschlag	58	45	103	Bestandesniederschlag	159	168	327
Infiltration	79	45	124	Infiltration	168	168	336
Streufall	11	21	32	Streufall	80	145	225
Bestandeszuwachs	0	75	75	Bestandeszuwachs	0	370	370
Derbholzzuwachs m. R.	0	54	54	Derbholzzuwachs m. R.	0	258	258
Sickerwasser Oh/A	144	80	223	Sickerwasser Oh/A	423	308	731
Sickerwasser in 20 cm	126	185	311	Sickerwasser in 20 cm	263	474	737
Sickerwasser in 70 cm	137	113	250	Sickerwasser in 70 cm	335	307	642
Gebietsaustrag	237	193	430	Gebietsaustrag	634	507	1141
Flüsse Al <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh			Flüsse Fe <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh		
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Jahr</i>	
Freilanddeposition	14	20	35	Freilanddeposition	3	0	3
partikuläre Interzeption	122	108	230	partikuläre Interzeption	17	8	25
Gesamtdeposition	136	129	265	Gesamtdeposition	20	8	28
Bestandesniederschlag	131	123	254	Bestandesniederschlag	19	6	25
Infiltration	116	123	240	Infiltration	24	6	30
Streufall	33	31	64	Streufall	8	8	16
Bestandeszuwachs	0	11	11	Bestandeszuwachs	0	5	5
Derbholzzuwachs m. R.	0	5	5	Derbholzzuwachs m. R.	0	3	3
Sickerwasser Oh/A	259	116	375	Sickerwasser Oh/A	0	5	5
Sickerwasser in 20 cm	514	668	1182	Sickerwasser in 20 cm	0	0	0
Sickerwasser in 70 cm	495	404	899	Sickerwasser in 70 cm	0	0	0
Gebietsaustrag	183	140	323	Gebietsaustrag	1	1	2
Flüsse Mn <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh						
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>					
Freilanddeposition	1	1	2				
partikuläre Interzeption	1	1	3				
Gesamtdeposition	2	3	4				
Bestandesniederschlag	7	6	13				
Infiltration	10	6	16				
Streufall	4	8	12				
Bestandeszuwachs	0	18	18				
Derbholzzuwachs m. R.	0	11	11				
Sickerwasser Oh/A	18	14	33				
Sickerwasser in 20 cm	14	23	37				
Sickerwasser in 70 cm	28	23	50				
Gebietsaustrag	5	3	8				

Tab.4.4-1 bis 4.4-7: Flüsse der Ionen Na, K, Mg, Ca, Al, Fe und Mn am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

4.4 Ionenflüsse

Flüsse H <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh			Flüsse NH ₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Freilanddeposition	230	335	565	Freilanddeposition	162	193	355
partikuläre Interzeption	467	389	915	partikuläre Interzeption			
gasförmige Interzeption	585	142	727	gasförmige Interzeption			
Gesamtdeposition	1283	867	2150	Gesamtdeposition	438	531	969
Bestandesniederschlag	1294	756	2050	Bestandesniederschlag	438	531	969
Infiltration	1632	756	2388	Infiltration	400	531	931
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A	613	739	1352	Sickerwasser Oh/A			
Sickerwasser in 20 cm	414	664	1078	Sickerwasser in 20 cm			
Sickerwasser in 70 cm	167	151	318	Sickerwasser in 70 cm			
Gebietsaustrag	58	30	89	Gebietsaustrag			
Flüsse NO ₃ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh			Flüsse SO ₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Freilanddeposition	174	174	347	Freilanddeposition	198	253	452
partikuläre Interzeption				partikuläre Interzeption	403	294	697
gasförmige Interzeption				gasförmige Interzeption	285	67	352
Gesamtdeposition	584	412	996	Gesamtdeposition	886	615	1500
Bestandesniederschlag	584	412	996	Bestandesniederschlag	886	615	1500
Infiltration	827	412	1239	Infiltration	1096	615	1711
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A	1590	1600	3190	Sickerwasser Oh/A	689	664	1353
Sickerwasser in 20 cm	1227	2384	3611	Sickerwasser in 20 cm	750	908	1658
Sickerwasser in 70 cm	683	621	1304	Sickerwasser in 70 cm	895	828	1723
Gebietsaustrag	625	328	952	Gebietsaustrag	1288	742	2029
Flüsse F	PöOh			Flüsse Cl	PöOh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Freilanddeposition	26	2	28	Freilanddeposition	75	83	158
partikuläre Interzeption	53	3	55	partikuläre Interzeption	126	34	160
gasförmige Interzeption	14	8	23	gasförmige Interzeption	0	0	0
Gesamtdeposition	93	14	107	Gesamtdeposition	201	117	318
Bestandesniederschlag	93	14	107	Bestandesniederschlag	201	117	318
Infiltration	123	14	137	Infiltration	315	117	432
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A				Sickerwasser Oh/A	614	384	998
Sickerwasser in 20 cm				Sickerwasser in 20 cm	245	223	467
Sickerwasser in 70 cm				Sickerwasser in 70 cm	188	167	355
Gebietsaustrag				Gebietsaustrag	353	204	556
Flüsse P, PO ₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöOh						
	Wi	So	Jahr				
Freilanddeposition	0	0	0				
partikuläre Interzeption							
Gesamtdeposition	0	0	0				
Bestandesniederschlag	15	1	15				
Infiltration	24	1	24				
Streufall	26	32	58				
Bestandeszuwachs	0	36	36				
Derbholzzuwachs m. R.	0	22	22				
Sickerwasser Oh/A	17	32	49				
Sickerwasser in 20 cm	0	3	3				
Sickerwasser in 70 cm	0	0	0				
Gebietsaustrag	0	0	0				

Tab.4.4-8 bis 4.4-14: Flüsse der Ionen H, NH₄, NO₃, SO₄, F, Cl und von P am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

4.4 Ionenflüsse

Flüsse Na				Flüsse K			
<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>		<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>	
		<i>So</i>	<i>Jahr</i>			<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	44	67	111	Freilanddeposition	16	109	126
partikuläre Interzeption	87	27	115	partikuläre Interzeption	32	45	77
Gesamtdeposition	132	94	226	Gesamtdeposition	48	154	203
Bestandesniederschlag	132	94	226	Bestandesniederschlag	334	407	741
Infiltration	211	94	305	Infiltration	459	407	866
Streufall	8	5	13	Streufall	180	99	279
Bestandeszuwachs	0	3	3	Bestandeszuwachs	0	137	137
Derbholzzuwachs m. R.	0	2	2	Derbholzzuwachs m. R.	0	65	65
Sickerwasser Oh/A	133	183	316	Sickerwasser Oh/A	325	442	767
Sickerwasser in 20 cm	123	124	247	Sickerwasser in 20 cm	187	305	492
Sickerwasser in 70 cm	301	384	686	Sickerwasser in 70 cm	27	49	77
Gebietsaustrag	281	237	518	Gebietsaustrag	72	58	130
Flüsse Mg				Flüsse Ca			
<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>		<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>	
		<i>So</i>	<i>Jahr</i>			<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	10	16	27	Freilanddeposition	40	46	86
partikuläre Interzeption	20	7	27	partikuläre Interzeption	79	19	98
Gesamtdeposition	31	23	54	Gesamtdeposition	119	64	184
Bestandesniederschlag	67	53	120	Bestandesniederschlag	176	148	324
Infiltration	96	53	149	Infiltration	219	148	367
Streufall	44	28	73	Streufall	166	198	364
Bestandeszuwachs	0	63	63	Bestandeszuwachs	0	246	246
Derbholzzuwachs m. R.	0	41	41	Derbholzzuwachs m. R.	0	149	149
Sickerwasser Oh/A	634	620	1254	Sickerwasser Oh/A	610	652	1263
Sickerwasser in 20 cm	462	353	815	Sickerwasser in 20 cm	417	379	796
Sickerwasser in 70 cm	210	239	449	Sickerwasser in 70 cm	1180	1477	2657
Gebietsaustrag	237	193	430	Gebietsaustrag	634	507	1141
Flüsse Al				Flüsse Fe			
<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>		<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>	
		<i>So</i>	<i>Jahr</i>			<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	6	3	9	Freilanddeposition	3	0	3
partikuläre Interzeption	56	58	114	partikuläre Interzeption	21	6	27
Gesamtdeposition	62	61	123	Gesamtdeposition	24	6	30
Bestandesniederschlag	50	55	105	Bestandesniederschlag	21	4	26
Infiltration	54	55	109	Infiltration	28	4	32
Streufall	112	47	159	Streufall	28	13	41
Bestandeszuwachs	0	12	12	Bestandeszuwachs	0	3	3
Derbholzzuwachs m. R.	0	5	5	Derbholzzuwachs m. R.	0	1	1
Sickerwasser Oh/A	194	253	447	Sickerwasser Oh/A	24	54	78
Sickerwasser in 20 cm	462	341	803	Sickerwasser in 20 cm	8	5	14
Sickerwasser in 70 cm	616	685	1301	Sickerwasser in 70 cm	0	0	0
Gebietsaustrag	183	140	323	Gebietsaustrag	1	1	2
Flüsse Mn							
<i>mol / (ha · Periode)</i>	<i>Wi</i>	<i>PöP</i>					
		<i>So</i>	<i>Jahr</i>				
Freilanddeposition	0	0	0				
partikuläre Interzeption	0	0	0				
Gesamtdeposition	0	0	0				
Bestandesniederschlag	13	8	21				
Infiltration	19	8	27				
Streufall	10	15	24				
Bestandeszuwachs	0	13	13				
Derbholzzuwachs m. R.	0	7	7				
Sickerwasser Oh/A	6	7	13				
Sickerwasser in 20 cm	12	12	24				
Sickerwasser in 70 cm	5	6	11				
Gebietsaustrag	5	3	8				

Tab.4.4-15 bis 4.4-21: Flüsse der Ionen Na, K, Mg, Ca, Al, Fe und Mn am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

4.4 Ionenflüsse

Flüsse H <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP			Flüsse NH₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	1365	291	1657	Freilanddeposition	161	486	647
partikuläre Interzeption	2683	120	1713	partikuläre Interzeption			
gasförmige Interzeption	1523	652	2175	gasförmige Interzeption			
Gesamtdeposition	5579	1065	6643	Gesamtdeposition	392	500	891
Bestandesniederschlag	3272	900	4173	Bestandesniederschlag	392	500	891
Infiltration	3957	900	4857	Infiltration	371	500	871
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A	747	1137	1884	Sickerwasser Oh/A			
Sickerwasser in 20 cm	167	207	374	Sickerwasser in 20 cm			
Sickerwasser in 70 cm	80	107	186	Sickerwasser in 70 cm			
Gebietsaustrag	58	30	89	Gebietsaustrag			
Flüsse NO₃ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP			Flüsse SO₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	142	199	341	Freilanddeposition	160	294	454
partikuläre Interzeption				partikuläre Interzeption	314	121	436
gasförmige Interzeption				gasförmige Interzeption	722	310	1031
Gesamtdeposition	574	394	968	Gesamtdeposition	1196	725	1921
Bestandesniederschlag	574	394	968	Bestandesniederschlag	1196	725	1921
Infiltration	828	394	1221	Infiltration	1464	725	2189
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A	1616	1424	3040	Sickerwasser Oh/A	1027	1219	2246
Sickerwasser in 20 cm	1379	1014	2393	Sickerwasser in 20 cm	959	901	1860
Sickerwasser in 70 cm	766	1379	2144	Sickerwasser in 70 cm	1995	1982	3976
Gebietsaustrag	625	328	952	Gebietsaustrag	1288	742	2029
Flüsse F <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP			Flüsse Cl <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	10	4	14	Freilanddeposition	73	80	153
partikuläre Interzeption	20	1	22	partikuläre Interzeption	100	33	133
gasförmige Interzeption	76	10	86	gasförmige Interzeption	0	22	22
Gesamtdeposition	107	15	121	Gesamtdeposition	173	135	309
Bestandesniederschlag	107	15	121	Bestandesniederschlag	173	135	309
Infiltration	142	15	157	Infiltration	270	135	406
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A				Sickerwasser Oh/A	283	268	550
Sickerwasser in 20 cm				Sickerwasser in 20 cm	307	275	582
Sickerwasser in 70 cm				Sickerwasser in 70 cm	250	387	637
Gebietsaustrag				Gebietsaustrag	353	204	556
Flüsse P, PO₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöP						
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>				
Freilanddeposition	0	24	24				
partikuläre Interzeption							
Gesamtdeposition	0	24	24				
Bestandesniederschlag	0	13	13				
Infiltration	0	13	13				
Streufall	59	36	95				
Bestandeszuwachs	0	30	30				
Derbholzzuwachs m. R.	0	15	15				
Sickerwasser Oh/A	9	14	23				
Sickerwasser in 20 cm	0	9	9				
Sickerwasser in 70 cm	0	0	0				
Gebietsaustrag	0	0	0				

Tab. 4.4-22 bis 4.4-28: Flüsse der Ionen H, NH₄, NO₃, SO₄, F, Cl und von P am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

4.4 Ionenflüsse

Flüsse Na <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh			Flüsse K <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Freilanddeposition	64	51	114	Freilanddeposition	21	84	106
partikuläre Interzeption	48	38	86	partikuläre Interzeption	16	63	79
Gesamtdeposition	112	89	200	Gesamtdeposition	38	148	185
Bestandesniederschlag	112	89	200	Bestandesniederschlag	286	436	721
Infiltration	167	89	256	Infiltration	339	436	774
Streufall	3	4	7	Streufall	40	70	110
Bestandeszuwachs	0	2	2	Bestandeszuwachs	0	155	155
Derbholzzuwachs m. R.	0	2	2	Derbholzzuwachs m. R.	0	78	78
Sickerwasser Oh/A	134	179	313	Sickerwasser Oh/A	139	216	355
Sickerwasser in 20 cm	140	161	301	Sickerwasser in 20 cm	27	37	64
Sickerwasser in 70 cm	219	297	516	Sickerwasser in 70 cm	16	30	46
Gebietsaustrag	281	237	518	Gebietsaustrag	72	58	130
Flüsse Mg <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh			Flüsse Ca <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh		
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		
Freilanddeposition	13	17	30	Freilanddeposition	45	41	86
partikuläre Interzeption	10	13	23	partikuläre Interzeption	34	31	65
Gesamtdeposition	23	30	53	Gesamtdeposition	79	72	151
Bestandesniederschlag	54	51	106	Bestandesniederschlag	146	145	291
Infiltration	68	51	119	Infiltration	159	145	304
Streufall	15	19	34	Streufall	73	111	184
Bestandeszuwachs	0	48	48	Bestandeszuwachs	0	246	246
Derbholzzuwachs m. R.	0	34	34	Derbholzzuwachs m. R.	0	175	175
Sickerwasser Oh/A	162	123	284	Sickerwasser Oh/A	335	333	668
Sickerwasser in 20 cm	130	128	257	Sickerwasser in 20 cm	106	129	234
Sickerwasser in 70 cm	240	261	501	Sickerwasser in 70 cm	166	169	335
Gebietsaustrag	237	193	430	Gebietsaustrag	634	507	1141
Flüsse Al <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh			Flüsse Fe <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh		
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		
Freilanddeposition	12	14	26	Freilanddeposition	4	0	4
partikuläre Interzeption	90	144	234	partikuläre Interzeption	17	6	23
Gesamtdeposition	102	158	260	Gesamtdeposition	20	6	26
Bestandesniederschlag	97	154	251	Bestandesniederschlag	19	5	24
Infiltration	90	154	243	Infiltration	24	5	29
Streufall	38	25	63	Streufall	10	6	16
Bestandeszuwachs	0	7	7	Bestandeszuwachs	0	1	1
Derbholzzuwachs m. R.	0	3	3	Derbholzzuwachs m. R.	0	1	1
Sickerwasser Oh/A	326	247	574	Sickerwasser Oh/A	34	60	94
Sickerwasser in 20 cm	558	463	1021	Sickerwasser in 20 cm	0	0	0
Sickerwasser in 70 cm	1191	1336	2527	Sickerwasser in 70 cm	0	0	0
Gebietsaustrag	183	140	323	Gebietsaustrag	1	1	2
Flüsse Mn <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh						
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>					
Freilanddeposition	0	0	0				
partikuläre Interzeption	0	0	0				
Gesamtdeposition	0	0	0				
Bestandesniederschlag	9	8	16				
Infiltration	10	8	18				
Streufall	3	6	8				
Bestandeszuwachs	0	11	11				
Derbholzzuwachs m. R.	0	7	7				
Sickerwasser Oh/A	11	9	20				
Sickerwasser in 20 cm	4	5	8				
Sickerwasser in 70 cm	8	7	15				
Gebietsaustrag	5	3	8				

Tab. 4.4-29 bis 4.4-35: Flüsse der Ionen Na, K, Mg, Ca, Al, Fe und Mn am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

4.4 Ionenflüsse

Flüsse H <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh			Flüsse NH ₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Freilanddeposition	795	292	1087	Freilanddeposition	180	377	558
partikuläre Interzeption	604	218	820	partikuläre Interzeption			
gasförmige Interzeption	1759	669	2428	gasförmige Interzeption			
Gesamtdeposition	3160	1180	4341	Gesamtdeposition	175	480	654
Bestandesniederschlag	1706	1254	2960	Bestandesniederschlag	175	480	654
Infiltration	2138	1254	3391	Infiltration	178	480	658
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A	837	1268	2105	Sickerwasser Oh/A			
Sickerwasser in 20 cm	186	244	430	Sickerwasser in 20 cm			
Sickerwasser in 70 cm	111	155	266	Sickerwasser in 70 cm			
Gebietsaustrag	58	30	89	Gebietsaustrag			
Flüsse NO ₃ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh			Flüsse SO ₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Freilanddeposition	180	223	403	Freilanddeposition	203	287	490
partikuläre Interzeption				partikuläre Interzeption	154	214	368
gasförmige Interzeption				gasförmige Interzeption	826	315	1141
Gesamtdeposition	435	360	795	Gesamtdeposition	1183	816	2000
Bestandesniederschlag	435	360	795	Bestandesniederschlag	1183	816	2000
Infiltration	578	360	938	Infiltration	1410	816	2226
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A	510	766	1276	Sickerwasser Oh/A	1100	887	1987
Sickerwasser in 20 cm	202	189	391	Sickerwasser in 20 cm	864	838	1702
Sickerwasser in 70 cm	333	510	842	Sickerwasser in 70 cm	1810	2033	3843
Gebietsaustrag	625	328	952	Gebietsaustrag	1288	742	2029
Flüsse F	PöUh			Flüsse Cl	PöUh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Freilanddeposition	0	3	3	Freilanddeposition	84	65	149
partikuläre Interzeption	0	2	2	partikuläre Interzeption	64	49	113
gasförmige Interzeption	89	9	99	gasförmige Interzeption	14	27	41
Gesamtdeposition	89	14	104	Gesamtdeposition	162	141	303
Bestandesniederschlag	89	14	104	Bestandesniederschlag	162	141	303
Infiltration	119	14	133	Infiltration	242	141	383
Streufall				Streufall			
Bestandeszuwachs				Bestandeszuwachs			
Derbholzzuwachs m. R.				Derbholzzuwachs m. R.			
Sickerwasser Oh/A				Sickerwasser Oh/A	282	254	536
Sickerwasser in 20 cm				Sickerwasser in 20 cm	222	191	413
Sickerwasser in 70 cm				Sickerwasser in 70 cm	327	474	801
Gebietsaustrag				Gebietsaustrag	353	204	556
Flüsse P, PO ₄ <i>mol / (ha · Periode)</i>	PöUh						
	Wi	So	Jahr				
Freilanddeposition	0	10	10				
partikuläre Interzeption							
Gesamtdeposition	0	10	10				
Bestandesniederschlag	0	7	7				
Infiltration	0	7	7				
Streufall	23	28	50				
Bestandeszuwachs	0	28	28				
Derbholzzuwachs m. R.	0	17	17				
Sickerwasser Oh/A	0	0	0				
Sickerwasser in 20 cm	0	4	4				
Sickerwasser in 70 cm	0	0	0				
Gebietsaustrag	0	0	0				

Tab. 4.4-36 bis 4.4-42: Flüsse der Ionen H, NH₄, NO₃, SO₄, F, Cl und von P am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

4.4 Ionenflüsse

Standort	Kompartiment	BBTMZ93	P	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al
		kg/ha								
PöOh	Nadeln	379	11	0,9	66	9	72	5	0,5	3
PöOh	Rinde	379	10	0,3	37	21	150	5	0,2	1
PöOh	Holz	6588	15	1,3	97	45	146	8	4,0	6
PöOh	Totholz	227	0	0,1	0	0	3	0	0,3	1
PöOh	Bestand	7572	36	2,6	200	75	370	18	5,0	11
PöOh	Derbholz o. R.	4903	11	0,9	72	34	108	6	3,0	4
PöOh	Derbholz m. R.	5281	21	1,3	109	54	258	11	3,2	5
PöP	Nadeln	367	13	0,5	56	14	68	4	0,6	3
PöP	Rinde	367	6	0,2	20	17	68	2	0,2	2
PöP	Holz	6385	11	1,8	60	31	108	6	1,3	4
PöP	Totholz	220	0	0,2	1	1	2	0	1,1	3
PöP	Bestand	7339	30	2,6	137	63	246	13	3,1	12
PöP	Derbholz o. R.	4823	8	1,4	46	24	82	5	1,0	3
PöP	Derbholz m. R.	5190	15	1,5	65	41	149	7	1,1	5
PöUh	Nadeln	352	9	0,2	63	8	46	3	0,5	3
PöUh	Rinde	352	10	0	30	14	88	3	0,2	1
PöUh	Holz	6122	9	1,9	61	25	111	5	0,5	2
PöUh	Totholz	211	0	0,1	0	0	1	0	0,1	1
PöUh	Bestand	7036	28	2,2	155	48	246	11	1,3	7
PöUh	Derbholz o. R.	4798	7	1,5	48	20	87	4	0,4	2
PöUh	Derbholz m. R.	5150	17	1,5	78	34	175	7	0,6	3

Tab.4.4-43: Elementzuwächse der Fichtenbestände im Untersuchungsjahr 1993 an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh). Der Berechnung der Elementzuwächse in der Rinde liegen die Bastkonzentrationen zugrunde. BBTMZ93 = Bestandesbiotrockenmassezuwachs 1993 (s. Kapitel 4.2.2).

4.5 Ionenbilanzen der untersuchten Kompartimente und des Gesamtökosystems

Bei der Bilanzierung der Input- und Outputflüsse eines definierten Kompartiments wird dieses als „black box“ betrachtet, d. h. als ein nicht weiter differenzierter Reaktionsraum, von dem nur die Flüsse über seine Ränder hinweg bekannt sind. Die Ionenbilanzen zeigen, ob ein Kompartiment eine Senke, eine Quelle oder eine inerte Matrix für das betrachtete Ion darstellt.

In den nachfolgend aufgeführten Bilanzen wird der Output eines Ions aus einem Kompartiment von seinem Input subtrahiert. Demzufolge weist eine positive Bilanz das Kompartiment als Senke für den betrachteten Stoff aus, umgekehrt deutet eine negative Bilanz auf eine Quellfunktion hin. Entspricht der Input eines Ions seinem Output, verhält sich das Kompartiment inert gegenüber diesem Ion.

Gl. 4.5-1

$$\boxed{\text{Bilanz}(x) = \text{Input}(x) - \text{Output}(x)}$$

- $\text{Bilanz}(x) < 0$: Das Kompartiment zeigt Quellfunktion für das Ion x , d. h. das Ion wird im Kompartiment abgereichert
- $\text{Bilanz}(x) = 0$: Das Kompartiment ist inert gegenüber dem Ion x
- $\text{Bilanz}(x) > 0$: Das Kompartiment ist eine Senke für das Ion x , d. h. das Ion wird im Kompartiment angereichert

Grundlage der Bilanzierungen sind die in Kapitel 4.4 berechneten Ionenflüsse. Letztgenannte wurden für die einzelnen Meßperioden berechnet, zu Halbjahresflüssen aufaddiert und entsprechend den nachfolgenden Bilanzgleichungen kombiniert. Das Winterhalbjahr umfaßt die 182 Tage von Mitte Oktober bis Mitte April, das 183tägige Sommerhalbjahr repräsentiert die Vegetationszeit von Mitte April bis Mitte Oktober. Die Ergebnisse der Berechnungen sind in den Tabellen 4.5-2 bis 4.5-37 am Ende des Kapitels aufgeführt.

Eine große Unsicherheit der Bilanzierung resultiert aus dem Problem, daß eine exakte Abgrenzung der internen Stoffflüsse „Pflanzenaufnahme“, „Zuwachs“, „Pflanzenauswaschung“ und „biogener Teil des Streufalls“ von dem externen Stoffeintrag über die „Interzeptionsdeposition“ weder meßtechnisch noch rechnerisch möglich ist. So wirkt sich der durch eine falsch zugeordnete Elementfracht bedingte Fehler nicht allein auf den betreffenden Stofffluß aus, sondern führt zu weiteren Fehlinterpretationen bezüglich des Stoffhaushalts anderer

4.5 Kompartimentbilanzen

Kompartimente. Wird beispielsweise die an der Vegetationsoberfläche haftende atmogene Deposition dem biogenen Zuwachs zugeordnet, so führt dies nicht nur zu einer Überschätzung der Pflanzenaufnahme, sondern darüber hinaus zu einer Überschätzung des Stoffaustrags aus Humusaufgabe und Mineralboden. Um derartige Fehler zu minimieren, muß vor der Bilanzierung über eine Zuordnung von Stoffflüssen und Teilflüssen bezüglich ihrer internen bzw. externen Herkunft entschieden werden. Die Entscheidungen basieren auf der Grundlage von Literaturstudien sowie auf der Interpretation eigener Ergebnisse, wie dem Vergleich der Elementgehalte von innerer Rinde (Bast) und äußerer Rinde (Borke; s. auch „Abschätzung der Interzeptionsdeposition für Eisen und Aluminium“, Kapitel 4.4.2.2) und der Bewertung des Elementverteilungsmusters in den drei Probebäumen (Kapitel 5). Konkret resultieren aus den Literaturstudien und Beobachtungen folgende Entscheidungen:

- Es muß davon ausgegangen werden, daß bei einigen Elementen - wie z. B. bei Eisen und Aluminium - die Elementkonzentrationen der Borke zu einem großen Teil auf den externen Stoffeintrag der atmogenen Deposition zurückzuführen sind. Daher wurden zur Ermittlung des biogenen Elementzuwachses der Rinde (Bast und Borke) die Elementkonzentrationen in der Borke nicht berücksichtigt und statt dessen nur die Bastkonzentrationen mit dem gesamten Rindenzuwachs multipliziert.
- Die unterirdische Bestandesbiomasse wird als Bestandteil der Kompartimente Humusaufgabe, Oberboden und Unterboden betrachtet, da die Wurzeln im Boden verbleiben und somit am Ort ihrer Entstehung auch wieder mineralisiert werden. Da es sich bei den untersuchten Fichtenbeständen um Altholzbestände mit bereits vollständig entwickeltem Wurzelsystem handelt, kann davon ausgegangen werden, daß sich Wurzel- aufbau und -abbau in etwa ausgleichen und somit die Nettozuwachsrate des Wurzelsystems vernachlässigbar gering ist.
- Die Pflanzenaufnahme, also der in den oberirdischen Sproß transportierte Teil der Ionenaufnahme aus dem Boden, wird vollständig dem Sommerhalbjahr zugerechnet. Zwar konnte BENECKE (1979), zitiert in ULRICH et al. (1979), auch in den Monaten November und Dezember Evapotranspirationsleistungen an einem Fichtenaltholzbestand des Sollings feststellen, doch waren die Evapotranspirationsraten deutlich geringer als in den Monaten der Vegetationszeit. Die gesamte Pflanzenaufnahme (PA) des Untersuchungsjahres berechnet sich aus der Summe der Stoffflüsse „Bestandeszuwachs“ und „Streufall“ (letzterer dividiert durch das Alter des ältesten Streunadeljahr-

4.5 Kompartimentbilanzen

gangs mit quantitativer Bedeutung, also durch 4 an den Standorten PöOh, PöUh und durch 5 am Standort PöP) abzüglich der Kronendachbilanz (s. Gl. 4.5-2).

Gl. 4.5-2

$$PA_x^{Jhr} = BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr}$$

- PA_x = Pflanzenaufnahme des Ions x aus dem Boden
 BZ_x = Aufnahme des Ions x in den Zuwachs der Bestandesbiomasse
 SF_x = Aufnahme des Ions x in die umlaufende Bestandesbiomasse und Abgabe des Ions mit dem Streufall
 $NJhg$ = ältester Nadeljahrgang der Streu mit quantitativer Bedeutung (Folgerung aufgrund von Nadeluntersuchungen an Zweigen des 7. Quirls von Probeebäumen)
 KDB_x = Kronendachbilanz: Leaching (-) bzw. Assimilation (+) des Ions x im Kronenraum

- Der über die Pflanzenaufnahme erfolgte Elementausttrag aus Humusaufgabe, Oberboden und Unterboden wird als lineare Funktion der Wurzelverteilung betrachtet. Die - aufgrund der strukturellen und chemischen Diversifikation der Bodenkompimente bedingte - unterschiedliche Wurzelaufnahmeleistung findet keine Berücksichtigung, da sie nicht quantitativ erfaßt werden konnte. Somit ergibt sich der Elemententzug durch die Pflanzenaufnahme für jedes Bodenkompiment aus dem Produkt von „gesamter Pflanzenaufnahme“ und „Feinwurzelanteil je Bodenkompiment“ (Tab. 4.5-1). An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß der Begriff „Pflanzenaufnahme“ im Unterschied zur „Wurzelaufnahme“ nicht die gesamte von den Feinwurzeln aufgenommene Ionenmenge umfaßt, sondern nur den Anteil der Wurzelaufnahme, der in die oberirdischen Sproßteile transloziert wurde. Wenn nicht ausdrücklich anders vermerkt wird, ist im folgenden Text mit der Ionenaufnahme aus Humusaufgabe und Mineralboden die Pflanzenaufnahme gemeint.

4.5.1 Kronendachbilanz

Der atmosphärische Stoffeintrag (Deposition) in ein Waldökosystem erfolgt überwiegend über den Kronenraum. Die Gesamtdeposition (GD) setzt sich zusammen aus der mit dem Freilandniederschlag erfaßten gravitativen Deposition (FD = Nasse Deposition + Washout-Fracht + sedimentierende Teil der trockenen Deposition) und der vom Kronendach ausgefilterten Interzeptionsdeposition (ID). Die in den Kronenraum eingetragenen Elemente werden an den Ve-

4.5 Kompartimentbilanzen

getationsoberflächen adsorbiert, in die organische Substanz assimiliert oder verlassen den Kronenraum über den Bestandesniederschlag (*BN*). Vom Niederschlag im Kronenraum desorbierte Ionen und Partikel reichern die Elementfracht des Bestandesniederschlags gegenüber der des Freilandniederschlags an. Zusätzlich zu den atmosphärischen Komponenten enthält der Bestandesniederschlag jedoch auch Ionen, die aus der organischen Substanz herausgelöst wurden (Leaching) und somit dem internen Stoffkreislauf des Waldökosystems entstammen (s. Kapitel 4.4.2).

Eine Möglichkeit zur separaten Abschätzung der einzelnen Prozesse im Kronenraum zeigt SCHMIDT (1987). In Gleichung 4.5-3 werden die einzelnen Teilflüsse als Summenfluß bilanziert. In dieser Form gibt die Kronendachbilanz (*KDB*) Auskunft über die Größe der Ionenumsätze im Kronenraum, wobei der Austrag von adsorptiv an der Streu gebundenen Ionen mit dem Streufall unberücksichtigt bleibt. Die Kronendachbilanz entspricht dem Senken-/Quellenterm (*S*) der Interzeptionsdepositionsrechnung (Gleichung 4.4-3 in Kapitel 4.4.2.1) und zeigt, ob im Untersuchungszeitraum Quellprozesse, wie „Leaching“ und „Desorption“, oder Senkenprozesse, also „Adsorption“ und „Assimilation“, im Kronenraum überwiegen.

Gl. 4.5-3

$$KDB_x = [GD_x]_{Input} - [BN_x]_{Output}$$

KDB_x = Kronendachbilanz: Auswaschung und Desorption (-)
bzw. Assimilation und Adsorption (+) des Ions *x* im
Kronenraum

GD_x = Gesamtdosition des Ions *x*

BN_x = Fluß des Ions *x* mit dem Bestandesniederschlag

Nimmt die Kronendachbilanz einen negativen Wert an, überwiegen die Quellprozesse, weist sie einen positiven Wert auf, dominieren die Senkenprozesse. Luftkomponenten, die vor einem Niederschlagsereignis auf den Vegetationsoberflächen trocken deponiert und anschließend durch den Niederschlag desorbiert wurden, erscheinen sowohl in dem Term „Gesamtdosition“ (Berechnung s. Gleichung 4.4-2 in Kapitel 4.4.2) als auch im „Bestandesniederschlag“ der Gleichung 4.5-3 und verändern somit die Kronendachbilanz nicht. Folglich macht sich in der obigen Gleichung der Teilfluß „Desorption“ nur beim Abwaschen von bereits längerfristig an den Vegetationsoberflächen gebundenen Partikeln bemerkbar. Eine quantitativ relevante Desorption älterer Adsorptionsmassen setzt jedoch neben der Affinität von Elementen zur Adsorption auf Pflanzenoberflächen eine spontane und deutliche Veränderung der Niederschlagschemie voraus (z. B. eine starke pH-Absenkung). Da ein derartiges Ereignis im

4.5 Kompartimentbilanzen

Freilandniederschlag mehrfach beobachtet wurde (s. Abb. 8-5 u. 8-6), kann eine bedeutungsvolle Desorption des Adsorptionsvorrats für die Elemente Eisen und Aluminium nicht ganz ausgeschlossen werden. Bei den im sauren Niederschlagswasser gelöst vorliegenden Makroelementen Na, K, Mg und Ca sowie beim ebenfalls gut säurelöslichen Mikronährelement Mn kann eine negative Kronendachbilanz jedoch vollständig dem Leaching-Prozeß zugeordnet werden.

4.5.2 Bestandesbilanz

Der Elementumsatz des oberirdischen Baumbestandes setzt sich aus den Inputflüssen „Adsorption“ und „Assimilierung“ im Kronenraum, „Pflanzenaufnahme“ aus Humusaufgabe und Mineralboden sowie den Outputflüssen „Desorption“, „Leaching“ und „Streufall“ zusammen. Überschüssiger Input wird im Zuwachs des Bestandes gespeichert. Während in naturbelassenen Wäldern die im Zuwachs akkumulierte Elementmenge als langsam umlaufender Teil des ökosysteminternen Stoffkreislaufs dem Boden wieder zugeführt wird, erfolgt in Wirtschaftswäldern mit der Derbholznutzung ein Elementexport.

Gl. 4.5-4

BB_x	=	$\left[GD_x + PA_x \right]_{Input}$	–	$\left[BN_x + SF_x \right]_{Output}$
BB_x^{Wi}	=	$\left[GD_x^{Wi} + 0 \right]_{Input}$	–	$\left[BN_x^{Wi} + SF_x^{Wi} \right]_{Output}$
BB_x^{So}	=	$\left[GD_x^{So} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \right]_{Input}$	–	$\left[BN_x^{So} + SF_x^{So} \right]_{Output}$
BB_x^{Jhr}	=	$\left[GD_x^{Jhr} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \right]_{Input}$	–	$\left[BN_x^{Jhr} + SF_x^{Jhr} \right]_{Output}$

- BB_x = Bestandesbilanz des Ions x
 GD_x = Gesamtdosition des Ions x
 PA_x = Pflanzenaufnahme des Ions x aus dem Boden
 BN_x = Transport des Ions x mit dem Bestandesniederschlag
 SF_x = Eintrag des Ions x durch Aufnahme in die umlaufende Biomasse und Abgabe des Ions mit dem Streufall
 BZ_x = Aufnahme des Ions x in den Zuwachs der Bestandesbiomasse
 $NJhg$ = ältester Nadeljahrgang der Streu mit quantitativer Bedeutung (Folgerung aufgrund von Nadeluntersuchungen an Zweigen des 7. Quirls von Probestämmen)
 KDB_x = Kronendachbilanz: Leaching (-) bzw. Assimilation (+) des Ions x im Kronenraum

4.5 Kompartimentbilanzen

Die Bestandesbilanz (*BB*) gibt Auskunft über Stoffspeicherung bzw. Stoffverluste des oberirdischen Baumbestandes. Bei der in Gleichung 4.5-4 aufgeführten Form ihrer Berechnung wird der Ioneninput aus dem Boden - also die „Pflanzenaufnahme“ - indirekt über „Bestandeszuwachs“, „Streufall“ und „Kronendachbilanz“ berechnet (s. auch Gleichung 4.5-2).

Da sich die Streu eines Fichtenbestandes aus mehreren Nadeljahrgängen zusammensetzt, kann die Elementfracht des Streufalls nicht vollständig der Pflanzenaufnahme des Untersuchungsjahres zugerechnet werden. Davon ausgehend, daß sich die Streu aus Nadeln des ersten bis vierten bzw. fünften Jahrganges zusammensetzt (s. Untersuchungsergebnisse zum Benadelungszustand der Fichtenzweige am 7. Quirl der drei Probestämme in Kapitel 4.4.2.2), muß der gemessene Elementoutput durch den Streufall auf vier (Standorte PöOh und PöUh) bzw. fünf Jahre (Standort PöP) verteilt werden. Ohne Gewichtung der anteilmäßig stärker vertretenen älteren Nadeljahrgänge repräsentiert das Ergebnis den jährlichen Maximalwert des Pflanzenaufnahmeanteils, welcher über den Streufall den Bestand wieder verläßt. Da die bodenbürtige Ionenaufnahme der Pflanzen überwiegend in der Vegetationszeit erfolgt, die Outputflüsse des Bestandes jedoch ganzjährig stattfinden, muß die Bestandesbilanzierung für die einzelnen Halbjahre und das Gesamtjahr in unterschiedlicher Form durchgeführt werden. Gleiches gilt für die Auflagehumusbilanz (Kapitel 4.5.3), die Oberbodenbilanz (Kapitel 4.5.4) und die Unterbodenbilanz (Kapitel 4.5.5).

Eine negative Kronendachbilanz (*-KDB*) wird aus den in Kapitel 4.5.1 („Kronendachbilanz“) dargelegten Gründen bei den Makroelementen vollständig dem Leaching (interner Stoffkreislauf) und nicht der Desorption des Adsorptionsvorrats (externer Stoffkreislauf) zugerechnet. Der unterirdische Wurzelzuwachs findet in der Bestandesbilanz keine Berücksichtigung, da das Wurzelsystem aus dem einleitend genannten Grunde (s. o.) als Bestandteil der Humus- und Bodenkompartimente betrachtet wird.

4.5.3 Auflagehumusbilanz

„Streufall“ und „Infiltration“ bilden die Inputflüsse der Humusaufgabe. Während die Infiltration in der schneefreien Zeit dem Bestandesniederschlag entspricht, berücksichtigt sie im Winter die Zwischenspeicherung des Bestandesniederschlags in der Schneedecke. Outputflüsse dieses Kompartiments sind zum einen der „Austrag mit dem Sickerwasser im Grenzbereich Humusaufgabe/Oberboden“ und zum anderen der „Elemententzug über die Pflanzenwurzeln (Pflanzenaufnahme)“. Die Pflanzenaufnahme eines Kompartiments kann - wie einleitend beschrieben - nur indirekt unter Berücksichtigung von „Bestandeszuwachs“, „Streu-

4.5 Kompartimentbilanzen

fall“, „Kronenraumbilanz“ und „Feinwurzelverteilung“ berechnet werden. Geht man davon aus, daß zwischen Biomasseproduktion und Anteil der Feinwurzelmenge in Humusauflage und Mineralboden ein linearer Zusammenhang besteht, so entspricht der Elemententzug aus einem Kompartiment dem Produkt aus „gesamter Pflanzenaufnahme“ und „Feinwurzelanteil des Kompartiments“. Der systematische Fehler dieser Betrachtungsweise wurde oben beschrieben. Während die Durchwurzelungsintensität (Feinwurzelanzahl pro dm²) des Mineralbodens an der Bodenprofilwand aufgenommen worden ist (Kapitel 3.3.1 und 4.1), ließ sich die Durchwurzelung der Humusauflage nicht vor Ort bewerten, da zwischen dem Wurzelfilz der Krautschicht (überwiegend *Calamagrostis villosa* und *Avenella flexuosa*) und den Feinwurzeln der Bestandesbäume nicht differenziert werden konnte. So wurde der Anteil der Feinwurzelmasse der Humusauflage an der des gesamten Bodenprofils mit Hilfe von Literaturdaten berechnet. Anhand der Wurzelmassenergebnisse von MURACH & WIEDEMANN (1988) aus 11 Bodenbohrungen in einem 104jährigen Fichtenaltholzbestand des Sollings errechnet sich ein mittleres Massenverhältnis lebender Feinwurzeln zwischen Humusauflage und den obersten 5 cm des Oberbodens von 1,25, bei einem Variationskoeffizienten von 0,34. Setzt man voraus, daß sich Feinwurzelmassenanteile und Feinwurzelmengenanteile in etwa entsprechen, so ergibt sich - unter Berücksichtigung der Mächtigkeiten der einzelnen Wurzelstockwerke - die in Tabelle 4.5-1 aufgeführte Feinwurzelverteilung in dem Wurzelraum der drei Untersuchungsflächen:

Relative Verteilung der Feinwurzelmenge auf die Tiefenstufen				
Tiefenstufe [cm]	Abkürzung	PöOh	PöP	PöUh
Humusauflage	WHu	0,12	0,15	0,15
0- 20	WO	0,19	0,41	0,60
20- 70	WU	0,46	0,44	0,25
70- 90		0,18		
90-110		0,05		

Tab. 4.5-1: Verteilung der Feinwurzelmenge auf die Kompartimente Humusauflage (WHu), „Oberboden“ (WO) und Unterboden (WU) an den drei Untersuchungsstandorten des Pöbelbach-Einzugsgebiets (1992)

Die nachfolgende Gleichung 4.5-5 zeigt die Input-/Outputbilanz der Humusauflage. Wie bei der Bestandesbilanz muß aufgrund der zeitlichen und räumlichen Trennung des systeminter-

4.5 Kompartimentbilanzen

nen Iontentransfers die Bilanzierung in Abhängigkeit vom betrachteten Zeitraum variiert werden.

Gl. 4.5-5

HuB_x	$=$	$\left[If_x + SF_x \right]_{Input}$	$-$	$\left[SHu_x + PA_x \right]_{Output}$
HuB_x^{Wi}	$=$	$\left[If_x^{Wi} + SF_x^{Wi} \right]_{Input}$	$-$	$\left[SHu_x^{Wi} + 0 \right]_{Output}$
HuB_x^{So}	$=$	$\left[If_x^{So} + SF_x^{So} \right]_{Input}$	$-$	$\left[SHu_x^{So} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \cdot WHu \right]_{Output}$
HuB_x^{Jhr}	$=$	$\left[If_x^{Jhr} + SF_x^{Jhr} \right]_{Input}$	$-$	$\left[SHu_x^{Jhr} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \cdot WHu \right]_{Output}$

- HuB_x = Auflagehumusbilanz des Ions x
 If_x = Infiltration des Ions x in die Humusauflage
 SF_x = Eintrag des Ions x mit dem Streufall und Austrag des Ions durch Aufnahme in die umlaufende Bestandesbiomasse
 SHu_x = Austrag des Stoffes x mit dem Sickerwasser unterhalb der Humusauflage
 PA_x = Pflanzenaufnahme des Ions x aus dem Boden
 BZ_x = Aufnahme des Ions x in den Zuwachs der Bestandesbiomasse
 $NJhg$ = ältester Nadeljahrgang der Streu mit quantitativer Bedeutung (Folgerung aufgrund von Nadeluntersuchungen an Zweigen des 7. Quirls von Probebäumen)
 KDB_x = Kronendachbilanz: Leaching (-) bzw. Assimilation (+) des Ions x im Kronenraum
 WHu = Wurzelanteil der Humusauflage

Mögliche Quell- und Senkenprozesse in der Humusauflage entsprechen den im folgenden Abschnitt angegebenen Prozessen im Oberboden, bei starker Dominanz der Vorgänge an der organischen Substanz.

4.5.4 Oberbodenbilanz

Als Kompartiment „Oberboden“ wird in dieser Untersuchung der Profillbereich von 0 bis 20 cm Tiefe bezeichnet. Von den drei untersuchten Waldstandorten des Pöbelbach-Einzugsgebiets erreicht jedoch nur der A-Horizont des Standorts Pöbelbach-Oberhang (PöOh) die Mächtigkeit von 20 cm. An den übrigen beiden Standorten ist die Mächtigkeit des A-Horizonts mit 8 (PöP) bzw. 5 cm (PöUh) deutlich geringer. Demzufolge erfaßt die „Oberboden“-Bilanz dieser Standorte zum einen den A- zum anderen den oberen Teil des B-Horizontes, welcher jedoch in beiden Fällen einen hohen Humositätsgrad besitzt und durch Podsolierungs-

4.5 Kompartimentbilanzen

prozesse vom Oberboden beeinflusst wird. Im weiteren Text wird an der Bezeichnung „Oberboden“ für die Tiefenstufe „0 bis 20 cm“ festgehalten, obwohl sie aus bodenmorphologischer Sicht für die beiden Profile PöP und PöUh nicht korrekt ist.

Da aufgrund des lebensfeindlichen Rohhumusmilieus biogene Durchmischungsvorgänge vernachlässigt werden können, bildet der „Ioneneintag mit dem Humussickerwasser“ den einzigen nennenswerten Inputfluß in das Kompartiment „Oberboden“. Als Output gehen die „Transportrate des Sickerwassers in 20 cm Bodentiefe“ und die „Pflanzenaufnahme des Baumbestands“ in die Oberbodenbilanz ein. Die Durchwurzelungsintensität des Mineralbodens wurde im Unterschied zum Auflagehumus an den Untersuchungsstandorten direkt bestimmt. Der Anteil des Oberbodens an der gesamten Feinwurzelmenge (WO) des Bodens geht aus Tabelle 4.5-1 hervor.

Gl. 4.5-6

OB_x	$=$	$[SHu_x]_{Input}$	$-$	$[S20_x + PA_x]_{Output}$
OB_x^{Wi}	$=$	$[SHu_x^{Wi}]_{Input}$	$-$	$[S20_x^{Wi} + 0]_{Output}$
OB_x^{So}	$=$	$[SHu_x^{So}]_{Input}$	$-$	$\left[S20_x^{So} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \cdot WO \right]_{Output}$
OB_x^{Jhr}	$=$	$[SHu_x^{Jhr}]_{Input}$	$-$	$\left[S20_x^{Jhr} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \cdot WO \right]_{Output}$

OB_x = Oberbodenbilanz des Ions x

SHu_x = Eintrag des Ions x mit dem Sickerwasser unterhalb der Humusauflage

$S20_x$ = Austrag des Ions x mit dem Sickerwasser in 20 cm Tiefe

PA_x = Pflanzenaufnahme des Ions x aus dem Boden

BZ_x = Austrag des Ions x und Aufnahme in den Zuwachs der Bestandesbiomasse

SF_x = Austrag des Ions x und Aufnahme in die umlaufende Biomasse

$NJhg$ = ältester Nadeljahrgang der Streu mit quantitativer Bedeutung (Folgerung aufgrund von Nadeluntersuchungen an Zweigen des 7. Quirls von Probebäumen)

KDB_x = Kronendachbilanz: Leaching (-) bzw. Assimilation (+) des Ions x im Kronenraum

WO = Wurzelanteil des Oberbodens

Eine negative Oberbodenbilanz weist auf die Vorherrschaft von Quellprozessen, eine positive Bilanz auf die Dominanz von Senkenprozessen im Oberboden hin. Im einzelnen können folgende Prozesse die Oberbodenbilanz bestimmen:

4.5 Kompartimentbilanzen

- $OB_x < 0$: *Der Oberboden zeigt Quellfunktion für den Stoff x*
Mögliche Quellprozesse sind:
 - Ionenentzug durch die Pflanzenaufnahme
 - Mineralisierung organischer Substanz
 - Bildung von wasserlöslichen Komplexen
 - Desorptionsvorgänge an mineralischen und / oder organischen Oberflächen
 - Verwitterung mineralischer Substanz
- $OB_x = 0$: *Der Oberboden ist inert gegenüber dem Stoff x.*
- $OB_x > 0$: *Der Oberboden ist eine Senke für Stoff x.*
Mögliche Senkenprozesse sind:
 - Aufbau organischer Substanz (Humifizierung)
 - Bildung von gebundenen Komplexen
 - Adsorption an mineralische und / oder organische Oberflächen
 - Fixierung im Zwischenschichtraum von Tonmineralen (beim Kalium und Ammonium)
 - Salzausfällung
 - Aufbau von Mineralneubildungen (Sekundärminerale)

4.5.5 Unterbodenbilanz

Wichtigster Parameter zur Abgrenzung des Unterboden-Kompartiments nach unten ist die Durchwurzelungsintensität. Unterhalb der Wurzelzone wirkt der Bestand nicht mehr direkt auf die Bodenprozesse und die Bodenbilanz ein. Somit kann in einem terrestrischen Ökosystem der Stofffluß unterhalb des Wurzelraums als irreversibler Stoffaustrag angesehen werden. In dieser Untersuchung umfaßt das Kompartiment „Unterboden“ den Profilvereich von 20 bis 70 cm Tiefe. Dies ist vertretbar, da sich der weitaus größte Teil der Wurzelmasse des Unterbodens in dieser Tiefenstufe befindet. So zeigen die Tabellen 4.1-1 bis 4.1-3, daß die Grenze zwischen Intensivwurzelraum - mit mehr als 5 Feinwurzeln pro dm^2 Profilwand - und Extensivwurzelraum am Standort Pöbelbach-Plateau (PöP) bei 50 cm und am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) bei 42 cm Tiefe liegt. Lediglich am Standort Pöbelbach-Oberhang (PöOh) erreicht die Intensivwurzelschicht eine Tiefe von 90 cm. Aus technischen Gründen wurde jedoch auch an diesem Standort der ökosystemare Austrag mit dem Sickerwasser in 70 cm Tiefe bestimmt. Der Anteil des Unterbodens an der Gesamtwurzelmenge der Bodenprofile (WU) ist in Tabelle 4.5-1 dargestellt. Neben dem „Elementaustrag mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe“, ist als zweiter Output-Fluß des Unterbodens - wie bei den beiden darüberliegenden Kompartimenten - die „Ionenaufnahme durch die Pflanzenwurzeln (Pflanzenaufnahme)“ zu

4.5 Kompartimentbilanzen

berücksichtigen. Einziger Input-Fluß ist der „Ionenfluß mit dem Sickerwasseraustrag des Oberbodens in 20 cm Bodentiefe“.

Gl. 4.5-7

UB_x	$=$	$[S20_x]_{Input}$	$-$	$[S70_x + PA_x]_{Output}$
UB_x^{Wi}	$=$	$[S20_x^{Wi}]_{Input}$	$-$	$[S70_x^{Wi} + 0]_{Output}$
UB_x^{So}	$=$	$[S20_x^{So}]_{Input}$	$-$	$\left[S70_x^{So} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \cdot WU \right]_{Output}$
UB_x^{Jhr}	$=$	$[S20_x^{Jhr}]_{Input}$	$-$	$\left[S70_x^{Jhr} + \left(BZ_x^{Jhr} + \frac{SF_x^{Jhr}}{NJhg} - KDB_x^{Jhr} \right) \cdot WU \right]_{Output}$

- UB_x = Unterbodenbilanz des Ions x
 $S20_x$ = Eintrag des Ions x mit dem Sickerwasser aus dem Oberboden
 $S70_x$ = Austrag des Ions x mit dem Sickerwasser in 70 cm Tiefe
 PA_x = Pflanzenaufnahme des Ions x aus dem Boden
 BZ_x = Austrag des Ions x und Aufnahme in den Zuwachs der Bestandesbiomasse
 SF_x = Austrag des Ions x und Aufnahme in die umlaufende Biomasse
 $NJhg$ = ältester Nadeljahrgang der Streu mit quantitativer Bedeutung (Folgerung aufgrund von Nadeluntersuchungen an Zweigen des 7. Quirls von Probestämmen)
 KDB_x = Kronendachbilanz: Leaching (-) bzw. Assimilation (+) des Ions x im Kronenraum
 WU = Wurzelanteil des Unterbodens

Im Unterboden sind die gleichen Senken- und Quellprozesse wirksam wie im Oberboden, jedoch nimmt aufgrund des mit der Tiefe abnehmenden Humositätsgrades der Anteil der Reaktionen an organischer Substanz deutlich zugunsten der mineralischen Vorgänge ab.

4.5.6 Ökosystembilanz

Bei der Ökosystembilanz wird das gesamte Ökosystem als „black box“ betrachtet. Nur die Input/Output-Flüsse des externen Stoffkreislaufs (Kapitel 1.3) finden Berücksichtigung. Den oberen Rand bildet das Kronendach des Baumbestandes, den unteren der Bodenbereich unterhalb der (Intensiv-) Wurzelzone. Von außen wirkt die „Gesamtdeposition“ als Stoffinput auf das Ökosystem ein. Den Stoffoutput repräsentieren die „Stofffracht des Sickerwassers in 70 cm Bodentiefe“ sowie in Wirtschaftswäldern zusätzlich die „Stoffakkumulation im Derbholzzuwachs mit Rinde“. Aus den einleitend genannten Gründen floß in die Rindenzuwachsrechnung nur die Elementkonzentration des Bastes ein.

4.5 Kompartimentbilanzen

Gl. 4.5-8

$\ddot{O}B_x^{Wi}$	=	$[GD_x^{Wi}]_{Input}$	-	$[S70_x^{Wi}]_{Output}$
$\ddot{O}B_x^{So}$	=	$[GD_x^{So}]_{Input}$	-	$[S70_x^{So} + DZ_x^{Jhr}]_{Output}$
$\ddot{O}B_x^{Jhr}$	=	$[GD_x^{Jhr}]_{Input}$	-	$[S70_x^{Jhr} + DZ_x^{Jhr}]_{Output}$

$\ddot{O}B_x$ = *Ökosystembilanz des Ions x*

GD_x = *Eintrag des Ions x mit der Gesamtdeposition*

$S70_x$ = *Austrag des Ions x mit dem Sickerwasser in 70 cm Tiefe*

DZ_x = *Austrag des Ions x durch seine Speicherung im Zuwachs des Derbholzes*

Positive Bilanzen zeigen eine Stoffanreicherung im Ökosystem aus der Deposition an, das Ökosystem fungiert als Senke. Irreversible Nettostoffverluste des Ökosystems führen zu einer negativen Ökosystembilanz, weisen somit das Ökosystem als Quelle für den betrachteten Stoff aus.

4.5 Kompartimentbilanzen

Bilanzen Na <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh			Bilanzen K <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Kronendach	0	0	0	Kronendach	-173	-119	-291
Bestand	-4	0	-4	Bestand	-228	333	105
Humusauflage	96	-55	41	Humusauflage	31	-4	27
Oberboden (0-20 cm)	-5	-83	-87	Oberboden (0-20 cm)	161	-275	-114
Unterboden (20-70 cm)	1	69	70	Unterboden (20-70 cm)	82	121	203
Gesamt-Ökosystem	-1	-71	-72	Gesamt-Ökosystem	-54	-54	-108
Bilanzen Mg <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh			Bilanzen Ca <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh		
Kronendach	-8	-19	-27	Kronendach	-11	-28	-40
Bestand	-20	71	51	Bestand	-92	292	201
Humusauflage	-53	-28	-81	Humusauflage	-174	-51	-225
Oberboden (0-20 cm)	18	-126	-108	Oberboden (0-20 cm)	160	-255	-95
Unterboden (20-70 cm)	-11	21	10	Unterboden (20-70 cm)	-72	-47	-119
Gesamt-Ökosystem	-87	-141	-228	Gesamt-Ökosystem	-187	-426	-613
Bilanzen Al <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh			Bilanzen Fe <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh		
Kronendach	6	6	11	Kronendach	1	1	3
Bestand	-27	-15	-42	Bestand	-7	-2	-8
Humusauflage	-109	37	-72	Humusauflage	32	9	41
Oberboden (0-20 cm)	-255	-554	-809	Oberboden (0-20 cm)	0	4	4
Unterboden (20-70 cm)	19	259	278	Unterboden (20-70 cm)	0	-2	-2
Gesamt-Ökosystem	-358	-281	-639	Gesamt-Ökosystem	20	5	25
Bilanzen Mn <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh			Bilanzen H <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh		
Kronendach	-6	-3	-9	Kronendach	-11	111	100
Bestand	-10	19	9	Bestand			
Humusauflage	-4	-4	-8	Humusauflage	1018	17	1036
Oberboden (0-20 cm)	4	-14	-10	Oberboden (0-20 cm)	199	75	274
Unterboden (20-70 cm)	-13	-14	-27	Unterboden (20-70 cm)	246	513	759
Gesamt-Ökosystem	-26	-32	-57	Gesamt-Ökosystem	1116	716	1832

Tab. 4.5-2 bis 4.5-9: Input/Output-Bilanzen der Ionen Na, K, Mg, Ca, Al, Fe, Mn und H am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

4.5 Kompartimentbilanzen

Bilanzen NO₃ <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh			Bilanzen SO₄ <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach				Kronendach	0	0	0
Bestand				Bestand			
Humusauflage	-763	-1188	-1951	Humusauflage	408	-50	358
Oberboden (0-20 cm)	364	-784	-421	Oberboden (0-20 cm)	-61	-243	-305
Unterboden (20-70 cm)	544	1763	2307	Unterboden (20-70 cm)	-145	80	-65
Gesamt-Ökosystem	-99	-209	-309	Gesamt-Ökosystem	-9	-214	-223
Bilanzen Cl <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh			Bilanzen P <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöOh		
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Wi</i>		<i>So</i>	<i>Jahr</i>	
Kronendach	0	0	0	Kronendach	0	0	0
Bestand				Bestand	-41	18	-23
Humusauflage	-299	-267	-566	Humusauflage	33	-5	28
Oberboden (0-20 cm)	369	161	530	Oberboden (0-20 cm)	17	19	36
Unterboden (20-70 cm)	57	55	112	Unterboden (20-70 cm)	0	-20	-20
Gesamt-Ökosystem	13	-50	-37	Gesamt-Ökosystem	0	-22	-22

Tab. 4.5-10 bis 4.5-13: Input/Output-Bilanzen der Ionen NO₃, SO₄, Cl und von P am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

4.5 Kompartimentbilanzen

Bilanzen Na <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP			Bilanzen K <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach	0	0	0	Kronendach	-286	-252	-538
Bestand	-8	0	-7	Bestand	-466	379	-87
Humusauflage	85	-84	1	Humusauflage	314	-46	268
Oberboden (0-20 cm)	10	57	67	Oberboden (0-20 cm)	138	-163	-24
Unterboden (20-70 cm)	-178	-263	-441	Unterboden (20-70 cm)	159	-65	94
Gesamt-Ökosystem	-170	-292	-461	Gesamt-Ökosystem	21	40	61
Bilanzen Mg <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP			Bilanzen Ca <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach	-36	-29	-66	Kronendach	-56	-84	-140
Bestand	-81	86	5	Bestand	-223	177	-46
Humusauflage	-494	-560	-1054	Humusauflage	-225	-376	-601
Oberboden (0-20 cm)	172	208	380	Oberboden (0-20 cm)	194	85	279
Unterboden (20-70 cm)	252	51	303	Unterboden (20-70 cm)	-763	-1300	-2063
Gesamt-Ökosystem	-179	-256	-436	Gesamt-Ökosystem	-1060	-1563	-2623
Bilanzen Al <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP			Bilanzen Fe <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach	12	6	18	Kronendach	3	1	4
Bestand	-100	-30	-130	Bestand	-25	-8	-33
Humusauflage	-29	-152	-181	Humusauflage	31	-37	-6
Oberboden (0-20 cm)	-267	-93	-360	Oberboden (0-20 cm)	16	47	63
Unterboden (20-70 cm)	-154	-350	-503	Unterboden (20-70 cm)	8	4	12
Gesamt-Ökosystem	-553	-629	-1182	Gesamt-Ökosystem	24	5	29
Bilanzen Mn <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP			Bilanzen H <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach	-13	-8	-21	Kronendach	2306	165	2471
Bestand	-23	16	-7	Bestand			
Humusauflage	22	10	32	Humusauflage	3210	-237	2973
Oberboden (0-20 cm)	-6	-21	-27	Oberboden (0-20 cm)	579	930	1510
Unterboden (20-70 cm)	7	-11	-4	Unterboden (20-70 cm)	88	100	188
Gesamt-Ökosystem	-5	-13	-18	Gesamt-Ökosystem	5499	958	6457

Tab. 4.5-14 bis 4.5-21: Input/Output-Bilanzen der Ionen Na, K, Mg, Ca, Al, Fe, Mn und H am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

4.5 Kompartimentbilanzen

Bilanzen NO₃ <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP			Bilanzen SO₄ <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach				Kronendach	0	0	0
Bestand				Bestand			
Humusauflage	-788	-1031	-1819	Humusauflage	438	-495	-57
Oberboden (0-20 cm)	237	410	647	Oberboden (0-20 cm)	68	318	386
Unterboden (20-70 cm)	614	-364	249	Unterboden (20-70 cm)	-1036	-1080	-2116
Gesamt-Ökosystem	-191	-985	-1176	Gesamt-Ökosystem	-799	-1257	-2056
Bilanzen Cl <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP			Bilanzen P <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöP		
<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		
Kronendach	0	0	0	Kronendach	0	0	0
Bestand				Bestand	-59	24	-35
Humusauflage	-12	-132	-145	Humusauflage	50	28	78
Oberboden (0-20 cm)	-24	-7	-31	Oberboden (0-20 cm)	9	-15	-6
Unterboden (20-70 cm)	57	-113	-55	Unterboden (20-70 cm)	0	-13	-13
Gesamt-Ökosystem	-76	-252	-328	Gesamt-Ökosystem	0	9	9

Tab. 4.5-22 bis 4.5-25: Input/Output-Bilanzen der Ionen NO₃, SO₄, Cl und von P am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

4.5 Kompartimentbilanzen

Bilanzen Na <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh			Bilanzen K <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh		
	Wi	So	Jahr		Wi	So	Jahr
Kronendach	0	0	0	Kronendach	-248	-288	-536
Bestand	-3	0	-3	Bestand	-288	360	72
Humusauflage	36	-87	-50	Humusauflage	240	182	422
Oberboden (0-20 cm)	-6	15	9	Oberboden (0-20 cm)	111	-252	-141
Unterboden (20-70 cm)	-79	-137	-216	Unterboden (20-70 cm)	12	-173	-161
Gesamt-Ökosystem	-108	-210	-317	Gesamt-Ökosystem	22	39	61
Bilanzen Mg <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh			Bilanzen Ca <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh		
Kronendach	-32	-21	-53	Kronendach	-67	-73	-140
Bestand	-46	69	23	Bestand	-139	248	109
Humusauflage	-79	-69	-147	Humusauflage	-103	-142	-245
Oberboden (0-20 cm)	32	-71	-39	Oberboden (0-20 cm)	230	-55	175
Unterboden (20-70 cm)	-110	-161	-271	Unterboden (20-70 cm)	-61	-148	-208
Gesamt-Ökosystem	-217	-265	-482	Gesamt-Ökosystem	-88	-272	-359
Bilanzen Al <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh			Bilanzen Fe <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh		
Kronendach	5	4	9	Kronendach	1	1	2
Bestand	-32	-14	-46	Bestand	-9	-4	-13
Humusauflage	-199	-69	-269	Humusauflage	0	-49	-49
Oberboden (0-20 cm)	-232	-219	-451	Oberboden (0-20 cm)	34	59	93
Unterboden (20-70 cm)	-632	-876	-1508	Unterboden (20-70 cm)	0	0	0
Gesamt-Ökosystem	-1088	-1182	-2270	Gesamt-Ökosystem	20	6	26
Bilanzen Mn <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh			Bilanzen H <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh		
Kronendach	-9	-8	-16	Kronendach	1454	-74	1381
Bestand	-11	16	4	Bestand	1301	-15	1286
Humusauflage	2	-1	2	Humusauflage	650	1025	1675
Oberboden (0-20 cm)	7	-12	-6	Oberboden (0-20 cm)	76	89	165
Unterboden (20-70 cm)	-4	-10	-14	Unterboden (20-70 cm)	3050	1025	4075
Gesamt-Ökosystem	-8	-14	-21	Gesamt-Ökosystem			

Tab. 4.5-26 bis 4.5-33: Input/Output-Bilanzen der Ionen Na, K, Mg, Ca, Al, Fe, Mn und H am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

4.5 Kompartimentbilanzen

Bilanzen NO₃ <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh			Bilanzen SO₄ <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach				Kronendach	0	0	0
Bestand				Bestand			
Humusauflage	67	-406	-338	Humusauflage	310	-71	239
Oberboden (0-20 cm)	308	577	885	Oberboden (0-20 cm)	235	50	285
Unterboden (20-70 cm)	-130	-321	-451	Unterboden (20-70 cm)	-946	-1195	-2141
Gesamt-Ökosystem	102	-150	-47	Gesamt-Ökosystem	-627	-1216	-1843
Bilanzen Cl <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh			Bilanzen P <i>mol / (ha · Periode)</i> - QUELLE + SENKE	PöUh		
	<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>		<i>Wi</i>	<i>So</i>	<i>Jahr</i>
Kronendach	0	0	0	Kronendach	0	0	0
Bestand				Bestand	-23	16	-7
Humusauflage	-40	-113	-153	Humusauflage	23	29	52
Oberboden (0-20 cm)	60	63	123	Oberboden (0-20 cm)	0	-28	-28
Unterboden (20-70 cm)	-106	-283	-388	Unterboden (20-70 cm)	0	-6	-6
Gesamt-Ökosystem	-165	-333	-498	Gesamt-Ökosystem	0	-7	-7

Tab. 4.5-34 bis 4.5-37: Input/Output-Bilanzen der Ionen NO₃, SO₄, Cl und von P am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

4.6 Ionenvorräte

Nach ULRICH (1981) liegt die Grenze zwischen Waldökosystem und Lithosphäre an den Oberflächen der Minerale. Während die gelösten und adsorptiv gebundenen Ionen zum Ökosystem gehören, werden die im Mineralgitter gebundenen und erst bei der Mineralverwitterung frei werdenden Ionen als angrenzende Außenwelt betrachtet. Somit gehört die Aufnahme von austauschbar im Boden gebundenen Ionen durch die Pflanzenwurzeln zum internen Stoffkreislauf eines Ökosystems, während die Mineralverwitterung, also die Freisetzung von Ionen aus den Mineralgittern, als wichtige Form des Stoffeintrags in das Ökosystem (externer Stoffkreislauf) angesehen wird.

Die „Nährstoffverfügbarkeit“ eines Bodens exakt zu bestimmen, ist sehr schwierig; hängt sie doch von Faktoren ab - wie u. a. das Wurzelwachstum, die Durchfeuchtung des Bodens, die Mikroorganismen-tätigkeit, die Zusammensetzung der Bodenlösung (Ionenantagonismus) - die im voraus nicht quantitativ erfaßt werden können. Somit handelt es sich nur um Annäherungsaussagen, wenn in dieser Arbeit die „Pflanzenverfügbarkeit“ von Nährstoffen bewertet wird.

Direkt verfügbar sind die Ionen, die in der Bodenlösung vorliegen; denn sie können per Diffusion oder passiv mit dem Wasserstrom (Massenfluß) zur Wurzeloberfläche gelangen und dort im Austausch gegen äquivalente Ladungen aufgenommen werden. Die mehr oder weniger fest im Boden gebundenen Ionen gelten als nicht direkt pflanzenverfügbar, doch spielen sie indirekt für die Nachlieferung in die Bodenlösung eine wichtige Rolle. Entscheidend für die Rate der Nährstoffnachlieferung in die Bodenlösung ist weniger der Gesamtgehalt des Nährstoffs im Boden, sondern vor allem die Form und damit Festigkeit seiner Bindung. So erfolgt bei Wäldern der gemäßigten Zone die Deckung des Nährelementbedarfs normalerweise durch die Aufnahme von Ionen, die aus der Mineralisierung der organischen Substanz freigesetzt wurden oder die aus dem Vorrat der austauschbar im Boden gebundenen Fraktion stammen (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997). Durch die „nachschaufende Kraft“ der Silikatverwitterung können die dem Boden entzogenen Nährstoffe wieder ersetzt werden, doch hängt die Effektivität der Nährstoffnachlieferung von der Rate der Silikatverwitterung ab. Der Begriff „Silikatverwitterungsrate“ beinhaltet nach MATZNER (1988) die Summe der Ionenäquivalente der bei der Verwitterung von Silikaten freigesetzten basischen Kationen Na, K, Mg und Ca, bezogen auf eine Flächen-, Zeit- und Tiefeneinheit. Sie wird zumeist in $\text{kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ ausgedrückt. Nach Kalkulationen von ULRICH (zitiert vom ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996) be-

trägt die mittlere Silikatverwitterungsrate in Böden aus Rhyolithgestein $0,6 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ und aus Gneisgestein $0,8 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Wegen der unterschiedlichen Verwitterbarkeit der Mineralien ist davon auszugehen, daß der Anteil von Magnesium und Calcium an der Silikatverwitterungsrate überwiegt. Magnesium kommt vor allem in dem relativ leicht verwitterbaren Biotit der genannten Gesteine vor. Natrium und vor allem Kalium sind überwiegend in den schwerer verwitterbaren hellen Gemengteilen (insbesondere in den Alkalifeldspäten, K auch im Muskovit) enthalten. Die Verwitterbarkeit der calciumreichen Plagioklase ist schlechter als die des Biotits, jedoch besser als die der Alkalifeldspäte.

4.6.1 Berechnung der kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Elementvorräte im Wurzelraum

Sowohl der gesamte Nährstoffvorrat der organischen Substanz terrestrischer Böden als auch der Vorrat an austauschbar im durchwurzelten Mineralboden gebundenen Nährstoffionen werden als kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) den Pflanzen zur Verfügung stehende Nährstoffvorräte des Wurzelraums angesehen (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996; BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997). Die Abbaurate der organischen Substanz hängt vor allem von der Streuqualität (C/N/P-Verhältnis, Ligningehalt), der Zusammensetzung und Aktivität der streuzersetzenden Mikroorganismen sowie den bodenchemischen und -physikalischen Verhältnissen ab. So kann die mittlere Verweildauer von Stickstoff in Pflanzenresten zwischen einem halben Jahr (Mull), mehreren Jahren (Moder), Jahrzehnten (Rohhumus) und Jahrhunderten bis Jahrtausenden (Hochmoor) schwanken (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996).

Die nachfolgende Gleichung 4.6-1 zeigt die **Berechnung der kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Elementvorräte in der Humusauflage**. Die in diese Gleichung einfließenden Kationkonzentrationen resultieren aus dem Gesamtaufschluß der Humusauflageproben (Kapitel 3.3.2). Dabei wurde auch der mineralische Anteil der Humusauflage total aufgeschlossen. Somit müssen die Ergebnisse als etwas zu hoch angesehen werden, da nur ein Teil der mineralischen Substanz kurz- bis mittelfristig der Vegetation zur Verfügung steht. Die Elementgehalte der Humusauflage sind in Tabelle 4.6-1, die berechneten Vorräte in Tabelle 4.6-2 dargestellt. Der Elementvorrat des Endohumus - also des im Oberboden und im B_H -Horizont des Unterbodens inkorporierten Humus - wurde nicht ermittelt.

4.6 Ionenvorräte

Gl. 4.6-1: Berechnung der Elementvorräte in der Humusauflage

$$V_x = C_x \cdot TrS_x \div M_x$$

V_x = Vorrat des Elements x in der Humusauflage in mol / ha

C_x = Konzentration des Elements x in g / t

TrS = Trockensubstanz in t / ha

M_x = Molmasse des Elements x in g / mol

Die Berechnung der NH_4Cl -austauschbar gebundenen Kationenvorräte des Mineralbodens geht aus Gleichung 4.6-2 hervor. Die in diese Gleichung einfließenden Äquivalentkonzentrationen der Kationen wurden im NH_4Cl -Perkolat gemessen (Kapitel 3.3.2). In den Tabellen 4.6-3, 4.6-5 und 4.6-7 werden die Kationenäquivalentkonzentrationen der Standorte Pöbelbach-Plateau (PöP), Pöbelbach-Unterhang (PöUh) und Pöbelbach-Oberhang (PöOh) dargestellt. Die Anteile der einzelnen Kationen am Austauscherkomplex zeigen die Abbildungen 8.1 bis 8.3 im Anhang.

Gl. 4.6-2: Berechnung der Vorräte an austauschbar gebundenen Kationen im Mineralboden

$$V_x = C_x \div W_x \cdot TRD \cdot FBA \cdot D$$

V_x = Austauschbarer Vorrat des Kations x in mol / ha

C_x = Äquivalentkonzentration des gegen NH_4^+ ausgetauschten Kations x in $\mu\text{mol IÄ} / \text{g TrS}$

W_x = Wertigkeit des Kations x

TRD = Trockenraumdichte in g / cm^3

FBA = Feinbodenanteil in %

D = Tiefenstufendicke (-mächtigkeit) in cm

Die für die Standorte Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) berechneten Vorräte an NH_4Cl -austauschbar gebundenen Hauptkationen im Mineralboden sind in den Tabellen 4.6-4 und 4.6-6 zusammengestellt. Für den Quarzporphyr-Standort (PöOh) ließen sich die Vorräte nicht berechnen, da der hohe Bodenskelettgehalt dieses Standorts die Erhebung der für die Vorratsberechnung benötigten bodenphysikalischen Parameter nicht ermöglichte. Nach DEUTSCHMANN (1994) nimmt auch das Bodenskelett im nennenswerten Umfang an Austauschprozessen teil. Der am Gestein sorbierte Vorrat an NH_4Cl -austauschbar gebundenen Hauptkationen wurde jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht bestimmt.

4.6.2 Berechnung der Elementvorräte im oberirdischen Bestand

Durch die Relation der in den Waldböden kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) mobilisierbaren Nährelementvorräte (Gesamtvorräte der Humusaufgabe + austauschbare Vorräte im Wurzelraum des Mineralbodens) mit den in der Biomasse der Waldbestände gebundenen Vorräten besteht die Möglichkeit, die aktuelle bis mittelfristige Nährstoffhaushaltssituation der Wälder abzuschätzen. So erlaubt der Vergleich Aussagen über das Risiko eines zukünftigen Nährstoffmangels nach Nutzung der Derbholzvorräte. Hierauf wird in Kapitel 5 elementspezifisch eingegangen.

Da die Elementgehalte und Biomassenanteile der einzelnen Baumkompartimente - Nadeln, Rinde, Holz und Totholz - sehr unterschiedlich sind, erfolgte die Berechnung der Elementvorräte des oberirdischen Baumbestands für die einzelnen Kompartimente getrennt nach Gleichung 4.6-3. Die Ermittlung der Biotrockenmasse des Gesamtbestands, seiner einzelnen Kompartimente und des Bestandesderbholzes wurde in Kapitel 4.2.2 beschrieben. Um den atmosphärischen Anteil des Elementvorrats der Rinde auszuschalten (s. Kapitel 4.4.2.2), wurde zur Ermittlung des biogenen Elementvorrates der Rinde (Bast und Borke) - anstelle der gemittelten Elementkonzentrationen von Bast und Borke - nur die Bastkonzentration mit dem gesamten Rindenbiomassevorrat multipliziert. Der Elementvorrat des Gesamtbestands ergibt sich aus der Summe der Einzelvorräte. Der Elementvorrat des Derbholzes ohne Rinde errechnet sich durch Multiplikation der „Elementkonzentration des Holzes“ mit der „Bestandesderbholztrockenmasse o. R.“.

Gl. 4.6-3: Berechnung der Elementvorräte in den einzelnen Kompartimenten des oberirdischen Baumbestands

$$V_{x,K} = C_x \cdot BBTM_K \div M_x$$

$V_{x,K}$	=	Vorrat des Elements x im Kompartiment K des Bestands in mol / ha
K	=	Kompartimente: Nadeln, Rinde, Holz, Totholz
C_x	=	Konzentration des Elements x in g / kg
$BBTM_K$	=	Biotrockenmasse des Kompartiments K im Bestand in kg / ha
M_x	=	Molmasse des Elements x in g / mol

Die Elementkonzentrationen in den oberirdischen Baumkompartimenten der drei untersuchten Fichtenbestände zeigt Tabelle 4.6-8. Die berechneten Elementvorräte des Gesamtbestandes, seiner Kompartimente und des Derbholzes sind in Tabelle 4.6-9 zusammengefasst.

4.6 Ionenvorräte

Standort	Lage	Org.	C	N	P	S	g / kg						
							Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al
PöOh	L/Of	90	458	23	1,2	3,0	0,21	1,6	1,6	6,7	0,13	10	11
PöOh	Oh	76	347	17	1,1	2,4	0,25	6,2	1,1	2,1	0,08	12	21
PöP	L/Of	76	370	19	1,2	2,6	0,23	3,8	2,3	5,3	0,19	13	17
PöP	Oh	65	277	14	1,1	2,0	0,20	6,2	1,8	2,1	0,09	14	23
PöUh	L/Of	86	440	21	1,2	2,7	0,17	2,5	1,1	2,3	0,12	11	12
PöUh	Oh	78	355	16	1,2	2,3	0,22	4,8	1,5	1,6	0,10	17	21

Tab.4.6-1: Mittlere Elementgehalte in der Humusauflage an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) 1992

Standort	Lage	TrS	C	N	P	S	kmol / ha						
							Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al
PöOh	L/Of	79	3015	128	3	7	0,72	3	5	13	0,19	14	32
PöOh	Oh	94	2568	108	3	7	0,95	18	5	4	0,12	18	82
PöOh	Σ	173	5743	242	7	15	1,73	18	10	18	0,31	34	106
PöP	L/Of	88	2723	117	3	7	0,87	9	8	11	0,31	20	57
PöP	Oh	67	1592	71	3	4	0,57	10	5	4	0,11	17	56
PöP	Σ	155	4276	185	6	11	1,43	19	13	15	0,41	37	114
PöUh	L/Of	63	2312	93	2	5	0,47	4	3	4	0,14	13	29
PöUh	Oh	30	859	33	1	2	0,29	4	2	1	0,06	9	24
PöUh	Σ	93	3193	127	4	7	0,75	8	5	5	0,19	22	52

Tab.4.6-2: Elementvorräte in der Humusauflage an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) 1992

4.6 Ionenvorräte

Tiefe	Horiz.	C	Ake	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H
cm		%									
µmol IÄ / g											
0 - 05	Ahe	6,3	218	2,9	1,0	5,3	83	0	14	103	10
05 - 10	Ae	5,5	178	2,6	0,9	3,2	35	0,8	15	111	9
10 - 20	Bhsv	3,3	180	2,4	0,8	2,3	24	2,7	2	143	2
20 - 30	Bsv	2,7	132	2,4	0,7	1,3	9	2,1	1	115	1
40 - 50	Bv	2,0	103	2,4	0,6	0,9	6	1,5	1	91	0
70 - 80	Bv	1,1	63	2,2	0,5	0,5	3	0,2	0	56	0
90 - 100	BvCv	0,6	45	2,4	0,7	0,4	3	0,2	0	39	0

Tab.4.6-3: Äquivalentkonzentrationen der NH_4Cl -austauschbar im Mineralboden gebundenen Hauptkationen am Standort Pöbelbach-Plateau (PöP) 1992

Tiefe	Horiz.	TRD	FBA	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H
cm		g/cm ³	%								
kmol / ha											
0 - 05	Ahe	1,13	39	0,6	0,21	0,59	9,1	0	1,0	7,6	2,2
05 - 10	Ae		31	0,5	0,16	0,28	3,1	0,07	0,9	6,5	1,5
10 - 20	Bhsv	1,40	28	0,9	0,30	0,46	4,8	0,53	0,3	18,7	0,9
20 - 30	Bsv		29	0,9	0,25	0,24	1,7	0,38	0,1	14,2	0,3
40 - 50	Bv	1,28	24	0,7	0,19	0,14	0,9	0,23	0,1	9,3	0
70 - 80	Bv		21	0,6	0,15	0,07	0,4	0,02	0	5,0	0
90 - 100	BvCv	1,52	17	0,6	0,17	0,05	0,3	0,02	0	3,3	0
0 - 10	Oberboden			1,1	0,4	0,87	12,2	0,07	1,9	14,0	3,7
10 - 70	Unterboden			4,7	1,3	1,25	10,1	1,84	0,7	70,2	1,2
0 - 70	Gesamt			5,8	1,7	2,12	22,3	1,91	2,6	84,2	4,9

Tab.4.6-4: Vorräte an NH_4Cl -austauschbar gebundenen Hauptkationen des Mineralbodens am Standort Pöbelbach-Plateau (PöP) 1992. Bei der Berechnung der Vorräte in 10-70 cm Bodentiefe wurden die Vorräte der Tiefenstufe „40-50 cm“ viermal berücksichtigt.

4.6 Ionenvorräte

Tiefe	Horiz.	C	Ake	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H
cm		%									
		μmol IÄ / g									
0 - 05	Aeh	6,3	190	2,9	2,2	2,5	5,7	0,2	28	125	24
05 - 10	Bsv	3,5	129	1,9	1,6	1,2	2,5	0,3		118	4
20 - 30	Bv	2,4	83	2,4	0,7	0,6	1,4	0	0	77	0
40 - 50	BvCv	1,0	50	2,2	0,8	0,4	1,1	0	0	46	0
70 - 100	ICv	0,2	61	2,1	1,2	0,5	1,1	0,2	0	56	0

Tab.4.6-5: Äquivalentkonzentrationen der NH_4Cl -austauschbar im Mineralboden gebundenen Hauptkationen am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) 1992

Tiefe	Horiz.	TRD	FBA	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H
cm		g/cm ³	%								
		kmol / ha									
0 - 05	Aeh	0,91	51	0,7	0,5	0,3	0,7	0,02	2,1	9,6	5,6
05 - 10	Bsv	1,23	55	0,6	0,5	0,2	0,4	0,05		13,3	1,4
20 - 30	Bv	1,16	45	1,3	0,4	0,1	0,4	0	0,1	13,5	0
40 - 50	BvCv	1,69	48	1,8	0,6	0,2	0,4	0	0	12,4	0
70 - 100	ICv										
0 - 05	Oberboden			0,7	0,5	0,3	0,7	0,02	2,1	9,6	5,6
05 - 70	Unterboden			9,9	4,2	1,4	3,3	0,14	0,2	104,0	4,1
0 - 70	Gesamt			10,6	4,7	1,7	4,0	0,16	2,3	113,6	9,7

Tab.4.6-6: Vorräte an NH_4Cl -austauschbar gebundenen Hauptkationen des Mineralbodens am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) 1992. Bei der Berechnung der Vorräte in 05-70 cm Bodentiefe wurden die Vorräte der Tiefenstufen „05-10 cm“ und „40-50 cm“ jeweils dreimal und die Vorräte der Tiefenstufe „20 - 30 cm“ zweimal berücksichtigt.

4.6 Ionenvorräte

Tiefe	Horiz.	C	Ake	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H
cm		%									
μmol IÄ / g											
0 - 25	Ae	5,7	148	2,0	1,7	1,1	4,4	0,4	7,8	119	12
25 - 50	Bhs	13,9	188	3,2	1,7	1,1	5,7	2,7	4,2	169	0
50 - 75	Bs	4,8	90	2,1	1,3	0,5	2,2	0,5	1,9	81	0
75 - 100	Bv	1,8	59	2,3	0,9	0,5	1,4	0	0,4	54	0

Tab.4.6-7: Äquivalentkonzentrationen der NH_4Cl -austauschbar im Mineralboden gebundenen Hauptkationen am Standort Pöbelbach-Oberhang (PöOh) 1992

Standort	Kompartiment	P	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al
mg / kg									
PöOh	Nadeln	903	55	6836	582	7581	660	66	226
PöOh	Borke	393	68	1634	575	13000	359	1291	1734
PöOh	Bast	856	21	3839	1334	15858	796	31	52
PöOh	Holz	70	4	573	166	887	67	34	24
PöOh	Totholz, -rinde	9	8	47	25	478	7	85	119
PöP	Nadeln	1061	31	5982	938	7405	588	88	219
PöP	Borke	120	75	538	387	6099	168	224	436
PöP	Bast	540	9	2083	1127	7400	353	23	124
PöP	Holz	54	7	370	119	679	55	11	16
PöP	Totholz, -rinde	22	18	90	96	368	6	287	392
PöUh	Nadeln	795	16	7001	575	5271	439	75	194
PöUh	Borke	472	12	1598	710	10885	333	168	323
PöUh	Bast	866	0	3369	966	10079	421	31	75
PöUh	Holz	47	7	391	101	724	45	4	10
PöUh	Totholz, -rinde	0	7	30	45	168	5	39	162

Tab.4.6-8: Elementkonzentrationen in den Baumkompartimenten der Fichtenbestände an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh). Nadelwert = Mittelwert aus allen Nadeljahrgängen.

4.6 Ionenvorräte

Standort	Kompartiment	BBTM _K	P	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al
		t/ha								
PöOh	Nadeln	7,1	206	17	1233	169	1335	85	8	59
PöOh	Rinde	7,1	195	6	693	387	2792	102	4	14
PöOh	Holz	122,8	276	24	1799	838	2715	150	75	110
PöOh	Totholz	4,2	1	2	5	4	50	1	6	19
PöOh	Bestand	141,1	677	49	3730	1399	6892	337	94	201
PöOh	Derbholz o. R.	91,4	205	18	1339	624	2021	111	56	82
PöOh	Derbholz m. R.	98,4	400	24	2032	1011	4812	214	60	95
PöP	Nadeln	8,7	299	12	1337	337	1614	94	14	71
PöP	Rinde	8,7	152	4	465	405	1613	56	4	40
PöP	Holz	152,0	264	43	1440	746	2575	152	31	90
PöP	Totholz	5,2	4	4	12	21	48	1	27	76
PöP	Bestand	174,7	719	62	3254	1508	5850	302	75	278
PöP	Derbholz o. R.	114,8	199	32	1087	563	1945	115	23	68
PöP	Derbholz m. R.	123,6	352	36	1553	968	3558	171	27	108
PöUh	Nadeln	9,7	248	7	1730	229	1271	77	13	69
PöUh	Rinde	9,7	270	0	833	384	2430	74	5	27
PöUh	Holz	168,1	254	53	1680	699	3038	137	13	60
PöUh	Totholz	5,8	0	2	4	11	24	1	4	35
PöUh	Bestand	193,3	772	62	4248	1322	6763	289	36	191
PöUh	Derbholz o. R.	131,8	199	42	1317	548	2381	107	10	47
PöUh	Derbholz m. R.	141,4	469	42	2150	932	4811	181	16	74

Tab.4.6-9: Elementvorräte der Fichtenbestände an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh). Der Berechnung der Elementvorräte in der Rinde liegen die Bastkonzentrationen zugrunde. BBTM_K = Biotrockenmasse des Kompartiments K im Bestand.

5 DISKUSSION DER VERSAUERUNGSSITUATION UND DES STOFFHAUSHALTS

5.1 Versauerungssituation der untersuchten Waldökosysteme

Zur Charakterisierung der Versauerungssituation wird im folgenden die Terminologie von BRUGGENWERT et al. (1986) verwendet. Sie definiert „M_b-Kationen“ als Kationen, deren Hydroxide starke Basen sind und „M_a-Kationen“ als solche, die durch Hydrolysereaktionen in der Bodenlösung Protonen (H⁺) generieren können. „M“ steht für die Kennzeichnung der Metalleigenschaft dieser Elemente und die Indices „a“ für „acid“ und „b“ für „basic“. Quantitativ bedeutsam sind in Waldökosystemen die M_b-Kationen Na⁺, K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺ sowie die M_a-Kationen Mn²⁺, Fe³⁺ und vor allem Al³⁺. Daher sollen sich nachfolgend die oben genannten Begriffe auf diese Kationen beschränken.

5.1.1 Versauerungszustand der Humusaufgabe

VORBEMERKUNGEN

Nach MATZNER (1988) ist die Mineralisierung der Bestandesabfälle (Streu) neben der Ionenaufnahme durch die Pflanzen der größenordnungsmäßig bedeutsamste Teilprozeß im internen Elementhaushalt von Waldökosystemen. Kommt es zur Akkumulation eines Auflagehumus, wie es im Pöbelbachgebiet der Fall ist, werden Mineralisierung und Ionenaufnahme räumlich getrennt, der Ionenkreislauf also räumlich entkoppelt. Die Mineralisierung erfolgt weitgehend im Auflagehumus, die Ionenaufnahme überwiegend im Mineralboden. Ferner deutet die Akkumulation organischer Substanz auf eine verzögerte Mineralisierung, somit also auch auf eine zeitliche Entkoppelung des Ionenkreislaufs, hin (ULRICH 1984). Da die Mineralisierung der organischen Substanz mit einer Nettoprotonenkonsumtion verbunden ist und die Ionenaufnahme der Pflanze mit einer Nettoprotonenproduktion - Grund ist die bevorzugte Kationenaufnahme der Pflanzen - resultiert aus der räumlichen und zeitlichen Entkoppelung der am internen Stoffkreislauf beteiligten Prozesse eine Versauerung des Mineralbodens. Eine erste Einschätzung dieses Versauerungszustandes lassen die Ansprache der Humusform und der Versauerungsgrad der O_h-Lage zu.

C/N- UND C/P-VERHÄLTNISSE DER HUMUSAUFLAGE

Als differenzierende Parameter bei der Klassifikation der Humusformen eignen sich neben der bodenmorphologischen Profilsprache (Kapitel 4.1) die C/N- und C/P-Verhältnisse im A_h-Horizont besserer Humusformen bzw. in der O_h-Lage der Auflagehumusformen (von ZE-ZSCHWITZ 1980). Je weiter die Verhältnisse, desto ungünstiger sind die Mineralisationsleistungen (SCHROEDER 1983). Charakteristische C-, C/N- und C/P-Werte zur Humusklassifikation sind bei v. ZE-ZSCHWITZ (1980) publiziert.

Der mittlere C-Anteil sowie die mittleren C/N- und C/P-Verhältnisse der O_h-Proben aus dem Einzugsgebiet des Pöbelbachs sind in Tabelle 5.1.1-1 zusammengestellt.

Standort	C in %	C/N	C/P
PöOh	35	21	308
PöP	28	20	244
PöUh	35	22	304

Tab. 5.1.1-1: Mittlere C-Anteile, C/N- und C/P-Verhältnisse der O_h-Lagen an den 3 Untersuchungsstandorten im Einzugsgebiet des Pöbelbachs 1992

Den gemessenen C-Gehalten von 28 bis 35 % sowie den C/N-Verhältnissen von 20 bis 22 und C/P-Quotienten von 244 bis 308 läßt sich nach der Klassifikation von v. ZE-ZSCHWITZ (1980) die Humusform „feinhumusreicher Moder“ zuordnen. Die C/N-Verhältnisse sind etwas enger, als es die Profilsprachen im Gelände und der Versauerungszustand (s. u.) erwarten lassen. Dies könnte ein Hinweis auf N-Eintrag durch Luftverunreinigungen sein. Die mittlere Verweildauer von Stickstoff in Pflanzenresten des Moders beträgt nach Angaben des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (1996) mehrere Jahre.

Nach MEIWES et al. (1984) wird bei C/N-Verhältnissen > 20 bzw. C/P-Werten > 200 die mikrobielle Tätigkeit durch N- bzw. P-Mangel gehemmt. Beide Grenzwerte werden von den untersuchten Humusproben überschritten. Somit ist der mikrobielle Humusabbau und -umbau in den Humusaufgaben der untersuchten Waldökosysteme zwar nicht vollständig unterbunden, jedoch deutlich eingeschränkt. Die engsten Verhältnisse und somit die günstigsten Mineralisierungsbedingungen weist der 1989 gekalkte Gneis-Standort (PöP) auf. Dieses Ergebnis entspricht den Erwartungen, da eine Bestandeskalkung in der Regel die Säuretoxizität für die Streuzersetzer vermindert und somit den Streuabbau im Auflagehumus fördert (ULRICH et al.

1984). Die Humusauflagen der beiden ungekalkten Standorte zeigen große Ähnlichkeit hinsichtlich ihrer C/N/P-Gehalte.

Nach REHFUESS (1981) erfolgt bei Unterbleiben des mikrobiellen Zersatzes der Streuabbau überwiegend durch Pilze, die an saures, häufig austrocknendes Milieu angepaßt sind. Sie erzeugen als Stoffwechselprodukt niedermolekulare organische Verbindungen. Ihre Humifizierung führt vorwiegend zu wasserlöslichen, niederpolymeren Fulvosäuren. Mit dem Sickerwasserstrom wird ein Teil der niedermolekularen organischen Substanz in den Mineralboden eingewaschen und dort mitunter weiter tiefenwärts verlagert. Metallkationen, wie Aluminium und Eisen, die mit den wasserlöslichen organischen Stoffen sehr stabile Komplexe bilden, werden mitverlagert. In tieferen Bereichen des Mineralbodens kommt es zur Anreicherung der umgelagerten metallorganischen Komplexe. Ursachen können höhere pH-Werte, ein höheres Angebot an mineralischen Adsorptionsflächen und/oder eine Übersättigung der organischen Substanz mit den Metallkationen sein. So nimmt nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) die Löslichkeit der metallorganischen Komplexe mit steigendem Metall/Kohlenstoff-Verhältnis ab. Im Bodenprofil wird die beschriebene Stoffverlagerung durch eine Bleichung des Oberbodens sowie durch die Ausbildung eines dunklen B_h- und/oder eines rötlichen, sesquioxidreichen B_s-Horizonts im Unterboden sichtbar. Alle drei untersuchten Bodenprofile weisen diese makroskopisch sichtbaren Podsolierungsmerkmale auf (s. Kapitel 4.1).

VERSAUERUNGSGRAD DER O_h-LAGE UND SÄURETOXIZITÄTSRISIKO FÜR DIE FEINWURZELN

Der Versauerungsgrad der O_h-Lage von Humusauflagen wird anhand des pH-Wertes und des Ca-Sättigungsgrades beurteilt (MEIWES et al. 1984). Während der pH(H₂O)-Wert den aktuellen Säurezustand dokumentiert, läßt der pH(KCl)-Wert erkennen, welche Säurestärke bei einer vorhergegangenen Säurebelastung schon einmal mindestens erreicht war und bei einer künftigen Salz- oder Säurebelastung wieder erreicht werden kann. Somit kann der pH(KCl)-Wert als Maß der bei ungünstigen Rahmenbedingungen derzeit maximal möglichen Säurestärke interpretiert werden.

Der Ca-Sättigungsgrad errechnet sich aus dem Ionenäquivalentverhältnis $Ca/(Ca+Al+Fe)$, wobei Ca mit der Wertigkeit 2, Fe und Al mit der Wertigkeit 3 in die Berechnung eingehen. Er gibt Auskunft darüber, mit welcher Wahrscheinlichkeit beim Abbau von sauren organischen

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

Verbindungen der Humusaufgabe ökophysiologisch benötigte Ca-Ionen oder die protonenerzeugenden Kationsäuren Fe und Al freigesetzt werden.

Tabelle 5.1.1-2 zeigt die mittleren pH-Werte und Ca-Sättigungsgrade der analysierten O_h-Proben aus dem Untersuchungsgebiet.

Standort	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Ca / (Ca+Fe+Al)
PöOh	3,6	2,8	0,03
PöP	3,5	2,7	0,03
PöUh	3,3	2,5	0,02

Tab. 5.1.1-2: Mittlere pH-Werte (gemittelt wurden die H⁺-Konzentrationen) und Ca-Sättigungsgrade [mol IÄ / mol IÄ] der O_h-Lagen an den 3 Untersuchungsstandorten im Einzugsgebiet des Pöbelbachs 1992

Alle drei Waldökosysteme zeigen **pH(KCl)-Werte** von weit unter 3 in der O_h-Lage. Nach MURACH (1984) ist bei diesen pH-Werten mit einer starken Schädigung des Feinwurzelsystems der Fichten zu rechnen. Zum einen wirken die Protonen direkt als Stressoren auf die Feinwurzeln - indem sie die Kationenaufnahme behindern und die Permeabilitätseigenschaften des Plasmalemmas verändern (MOORE 1974) - zum anderen ist bei pH-Werten unter 3 mit einer erhöhten Löslichkeit von toxisch auf die Feinwurzeln wirkenden Al³⁺- und Schwermetallionen zu rechnen (MEIWES et al. 1984).

Der **Ca-Sättigungsgrad** liegt an allen Untersuchungsstandorten deutlich unter 5 %, was nach der von MEIWES et al. (1984) vorgenommenen „Klassifizierung zur Bewertung der Säuretoxizität für Feinwurzeln“ ebenfalls auf eine starke Gefährdung der Feinwurzeln hinweist.

ULRICH et al. (1984) halten bei pH(H₂O)-Werten von unter 3 (s. Tab. 5.1.1-2) und Calciumsättigungsgraden von < 5 % in der O_h-Lage eine Kalkung zur Säurekompensation, und damit zum Schutz der Feinwurzeln, für dringend erforderlich. Diese Kriterien sind an allen drei Standorten erfüllt.

Trotz des für Fichtenfeinwurzeln lebensfeindlichen Milieus in den O_h-Lagen des Untersuchungsgebiets zeigte die Bodenansprache eine intensive Durchwurzelung der O_f- und O_h-Lagen an grasigen Standorten, doch handelte es sich überwiegend um Wurzeln von *Calamagrostis villosa* und *Deschampsia flexuosa*. Inwieweit Fichtenfeinwurzeln am Wurzelfilz der

Humusaufgabe beteiligt sind, ist nicht untersucht worden. Standorte ohne Bodenvegetation zeigten allerdings eine erheblich geringere Durchwurzelung des Auflagehumus.

ZUSAMMENFASSUNG ZUM VERSAUERUNGSZUSTAND DER HUMUSAUFLAGE

C/N-Verhältnisse von 20 bis 22 und C/P-Verhältnisse von 244 bis 308 zeigen, daß der mikrobielle Humusabbau und -umbau in allen drei Waldökosystemen zwar nicht vollständig unterbunden ist, doch mit gebremster Geschwindigkeit erfolgt. Die Folgen des gestörten Streuabbaus zeigen sich an allen Standorten durch sichtbare Podsolierungsmerkmale im Mineralboden. Die günstigsten Mineralisierungsbedingungen weist die Humusaufgabe des gekalkten Standorts (PöP) auf.

Alle drei Waldökosysteme zeigen pH(KCl)-Werte von weit unter 3 in der O_h-Lage. Somit sind die Feinwurzeln zumindest zeitweise starkem, zu Schäden führendem Säurestreß ausgesetzt. Ebenso weist der niedrige Ca-Sättigungsgrad der O_h-Lagen von deutlich unter 5 % an allen drei Untersuchungsstandorten auf eine starke Gefährdung der Feinwurzeln hin.

Nach den Bewertungskriterien von ULRICH et al. (1984) erfüllt der Auflagehumus der drei Waldökosysteme alle Kriterien, die eine Kalkung zum Schutz der Feinwurzeln gegen Säuretoxizität dringend erforderlich machen.

5.1.2 Versauerungszustand des Mineralbodens

VORBEMERKUNGEN

Der hier benutzte Begriff „austauschbare Kationen“ bezeichnet die Kationen, welche durch Perkolation mit 1 n NH₄Cl-Lösung extrahiert werden (Kapitel 3.3.2). Dieses Verfahren ist als Versuch zu bewerten, den „pflanzenverfügbaren“ Hauptelementpool annähernd zu erfassen (s. auch Kapitel 4.6). Rückschlüsse auf die Art der Adsorbentien ermöglicht das Perkolationsverfahren nicht. Kationen, die als wasserlösliche Salze im Boden vorliegen, sind im Perkolat mitgemessen worden. Rücktauschperkolationen, die Auskunft über die Größe des wasserlöslichen Salzanteils an der AK_e geben könnten, wurden nicht durchgeführt.

Der Begriff „Basensättigung“ des Bodens bezeichnet den Äquivalentanteil der Summe der M_b-Kationen Na⁺, K⁺, Mg²⁺ und Ca²⁺ an der effektiven Kationenaustauschkapazität des Bodens, wobei als eigentliche Base die Verbindung „Austauscher-M_b“ angesehen wird.

EFFEKTIVE KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT UND ZUSAMMENSETZUNG DES AUSTAUSCHERBELAGS

Abbildung 5.1.2-1 zeigt die **effektive Kationenaustauschkapazität** (A_{k_e}) für die Böden der untersuchten Standorte in Abhängigkeit von der Tiefe. Ausgehend von einer Austauschkapazität von 120 bis 220 $\mu\text{mol IÄ/g TrS}$ in den oberen 40 cm der Böden stellt sich ab 40 (PöUh) bzw. 80 cm Tiefe (PöOh, PöP) eine konstante Austauschkapazität von 40 bis 60 $\mu\text{mol IÄ/g TrS}$ ein. Die deutlich höhere Austauschkapazität des oberen Profilbereichs ist auf die höheren organischen Gehalte im Oberboden und im B_{hs} -Horizont zurückzuführen. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) liegt die potentielle Austauschkapazität der organischen Substanz deutlich höher als die der Tonmineralien, welche die bedeutendste Austauschergruppe der mineralischen Komponente bilden.

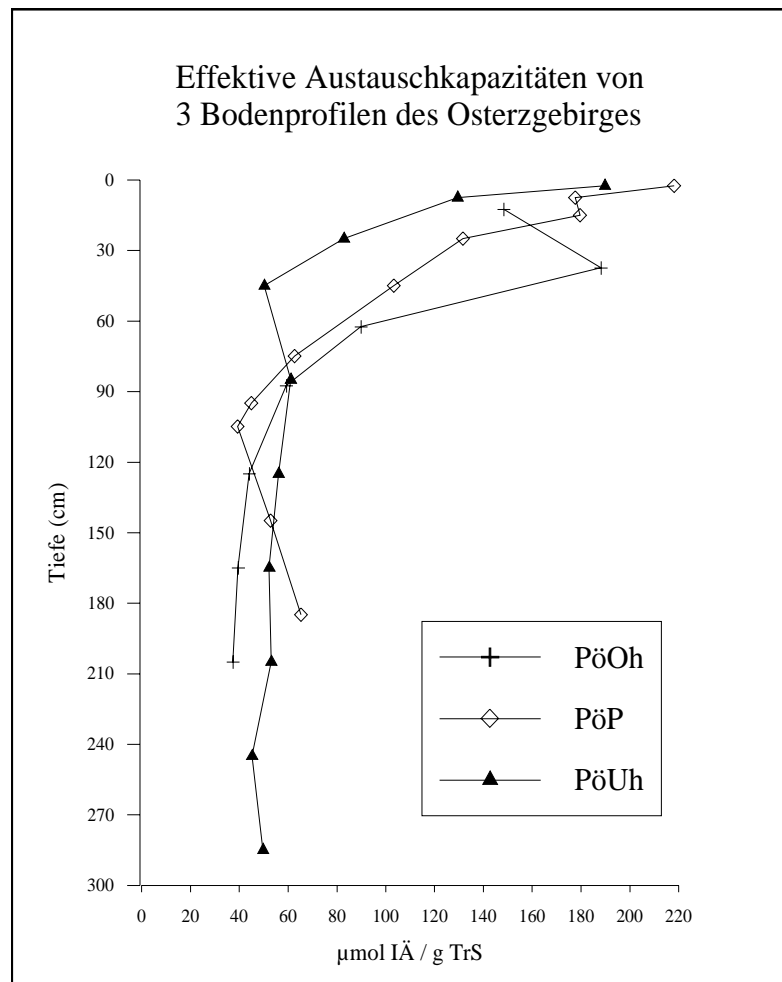


Abb. 5.1.2-1: Effektive Kationenaustauschkapazitäten der Böden an den Standorten PöOh, PöP und PöUh 1992

Der Standort Pöbelbach-Oberhang (PöOh) zeigt in der Tiefenstufe 25 bis 50 cm, welche profilmorphologisch als B_{hs} -Horizont ausgeprägt ist, einen markant ausgebildeten AK_e -Peak. Beide Kennzeichen weisen auf eine starke Verlagerung organischer Substanz hin.

Die effektive Austauschkapazität der Unterböden ist nach den Richtlinien des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (1996) als „gering bis mittel“ einzustufen. Sie liegt im unteren Bereich der totalen Austauschkapazität von Zweischicht-Tonmineralen, was jedoch nicht impliziert, daß sich die anorganische Fraktion der Sorbentien überwiegend aus ihnen zusammensetzt. Aufgrund des gemäßigt-humiden Klimas und vor allem der bodensauren Verhältnisse kann davon ausgegangen werden, daß sekundäre Chlorite (sie werden auch pedogene Chlorite, Bodenchlorite, Al-Chlorite oder Al-Hydroxo-Zwischenschicht-Vermiculite genannt) einen Großteil der Tonmineralfraktion ausmachen (s. auch SCHACHTSCHABEL 1998 sowie ULRICH 1987/88). Folge der sekundären Chloritisierung - d. h. der Einlagerung von polymeren Aluminiumhydroxokationen in den Zwischenschichtraum aufweitbarer Dreischicht-Tonminerale - ist die Umwandlung permanenter Oberflächenladung in pH-abhängige variable Ladung, was bei den gegebenen niedrigen pH-Werten zu einer erheblichen Reduktion der effektiven Austauschkapazität führt. Neben den Bodenchloriten dürften auch Illite eine große Rolle in der Tonmineralfraktion der untersuchten Böden spielen (RUPPERT, mündl. Mitt.).

Der **Kationenaustauscherbelag** der drei Waldbodenprofile (Abb. 8-1 bis 8-3; Tab. 4.6-3, 4.6-5, 4.6-7) zeigt deutliche Kennzeichen einer starken Bodenversauerung. Sichtbar dominant ist der Anteil der M_a -Kationen. So beträgt die M_a -Sättigung im Unterboden der ungekalkten Standorte PöOh (Quarzporphyr) und PöUh (Gneis) 86 bis 94 %, wobei auf Aluminium allein 96 bis 100 % des Kationensäureanteils entfallen. Deutlich ansteigende Eisen- und Protonensättigungswerte im Oberboden der ungekalkten Standorte von zusammen 13 % (PöOh) bzw. 27 % (PöUh) weisen auf einen noch stärkeren Versauerungsgrad in diesem Bodenkompartiment hin. Nach ULRICH (1981 b) zeigen hohe Anteile von austauschbarem H und Fe, daß die Rate der Protonenbelastung sehr viel größer sein muß als die Pufferrate durch Silikatverwitterung und Lösung oxidischen und silikatischen Aluminiums. ULRICH et al. (1984) weisen darauf hin, daß unterhalb eines Anteils von 15 % M_b -Kationen an der AK_e mit nachlassender Effektivität der Austauscherpufferung (s. u.) und dem Auftreten von wurzeltoxischen Al^{3+} -Kationen in der Bodenlösung zu rechnen ist.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

Den Hang-Standorten gegenüber besitzt der Oberboden des Plateau-Standorts (PöP) eine auffallend hohe Ca-Sättigung von 38 % in den obersten 5 cm und 20 % in 5 bis 10 cm Tiefe. Als Ursache für die hohe Basensättigung kann die 1989 durchgeführte Kompensationskalkung von 2,5 t je Hektar angesehen werden. Hierfür spricht die kontinuierliche Abnahme der austauschbar gebundenen Ca-Konzentrationen mit der Tiefe im Wurzelraum (Tab. 4.6-3). Der Gradient ist besonders markant in den oberen 30 cm ausgeprägt, doch zeigt auch noch der tiefere Teil des durchwurzelten Unterbodens eine im Standortvergleich zwei- bis viermal höhere Ca-Sättigung. Über den gesamten Wurzelraum hinweg weist der ungekalkte Gneis-Standort (PöUh) die niedrigste Basensättigung auf.

Der hohe Aziditätsgrad der Unterböden setzt sich an den beiden Standorten PöP und PöOh bis zur größten Beprobungstiefe von 190 bzw. 210 cm hin fort (Abb. 8-1 u. 8-2). Die Austauschbelegung des Profils PöUh zeigt dagegen eine deutliche Veränderung in 160 cm Tiefe. Daher soll es nachfolgend ausführlicher besprochen werden (Ergebnisse hierzu wurden bereits vom Autor publiziert, s. MATSCHULLAT et al. 1994):

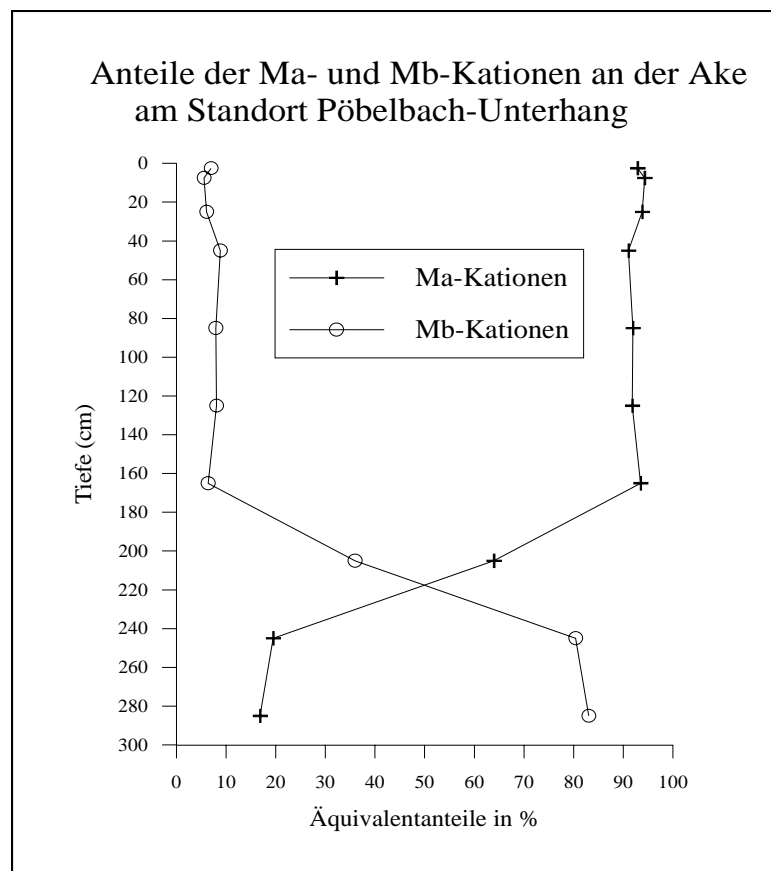


Abb. 5.1.2-2: Äquivalentanteile der M_a - und M_b -Kationen an der Ak_e am Standort PöUh 1992

In den Abbildungen 5.1.2-2 und 8-3 ist zu sehen, daß sich die Austauscherbelegung des Unterhang-Standorts PöUh in 160 bis 240 cm Tiefe grundlegend wandelt. Während der M_a -Anteil innerhalb dieser Zone tiefenwärts von 94 auf 20 % sinkt, steigt der M_b -Anteil entsprechend von 6 auf 80 % an. Dieser markante Wechsel im Austauscherbelag deutet auf eine Versauerungsfront hin. MALESSA (1993) definiert die Versauerungsfront als „Grenzschicht zwischen Austauscher- und Silikat-Pufferbereich, ab der die Basensättigung Werte > 80 % erreicht“. Ausgehend von dieser Definition liegt die Versauerungsfront des Standorts PöUh in 240 cm Tiefe. Die hohe Basensättigung unterhalb dieser Front dokumentiert, daß Protonen vorwiegend durch die Freisetzung von M_b -Kationen aus der Silikatverwitterung gepuffert werden (Silikat-Pufferbereich). MALESSA konnte an zahlreichen Bodenprofilen des Harzes zeigen, daß die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte unterhalb der Versauerungsfront auf > 5 steigen. Dies kann am Standort PöUh bestätigt werden (s. u. Tab. 5.1.2-1). Als Säure ist in diesem Bereich lediglich die im Sickerwasser gelöste Kohlensäure zu erwarten, die ab einem pH-Wert von über 5 in nennenswerten Mengen dissoziiert.

Oberhalb der Versauerungsfront befindet sich der Übergangsbereich, in dem die Basensättigung von 80 % in 240 cm Bodentiefe auf unter 15 % in 160 cm Tiefe abfällt. Somit werden also die M_b -Kationen mit abnehmender Bodentiefe zunehmend durch Kationsäuren von den Austauscherplätzen verdrängt. Austauscher-Pufferprozesse charakterisieren diesen Bereich. Infiltrierende Protonen werden durch die Freisetzung von Al-Ionen aus den Restgittern von primären Silikaten und aus Tonmineralen gepuffert. Die hierbei in Lösung gehenden Aluminiumionen verdrängen zum einen - mit steigender Konzentration zunehmend - die M_b -Kationen von den Austauscherplätzen und blockieren zum anderen in Form polymerer Al-Hydroxokationen die Zwischenschichträume der Tonminerale, wodurch die effektive Kationenaustauschkapazität zurückgeht. Desweiteren werden im Austauscher-Puffersystem Säuren durch Freisetzung von Mn^{2+} aus Mn-Oxiden und durch Bildung von Al-Hydroxosulfaten - unter Verbrauch von Al-Hydroxokomplexen - gepuffert (ULRICH 1991 c). Die von den Austauscherplätzen verdrängten M_b -Kationen werden zusammen mit dem Anion der protonenliefernden Säure im Sickerwasserstrom tiefenwärts verlagert.

ZUORDNUNG VON PUFFERBEREICHEN

Aus dem $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert einer Bodenprobe kann auf den aktuellen Pufferbereich geschlossen werden, in dem sich ein Bodenhorizont zur Zeit der Probeentnahme befindet (ULRICH et al. 1984). Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte an feldfrischen Proben unmittelbar nach der

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

Entnahme aus der Profilwand und den Bohrkernen. Das Prinzip der Meßmethode ist in Kapitel 3.2 beschrieben, die Meßwerte und die ihnen zugeordneten Pufferbereiche sind in Tabelle 5.1.2-1 dargestellt.

PöOh Quarzporphyr				PöUh Gneis				PöP Gneis (gekalkt)			
Tiefe	Horiz	pH (H ₂ O)	PB	Tiefe	Horiz	pH (H ₂ O)	PB	Tiefe	Horiz	pH (H ₂ O)	PB
0-25	Ae	3,7	Fe/Al	0-05	Aeh	3,6	Fe/Al	0-05	Aeh	4,3	Aust
25-50	Bhs	4,2	Al	05-10	Bsv	3,9	Al	05-10	Aeh	4,1	Al
50-75	Bs	4,3	Aust	20-30	Bv	4,4	Aust	10-20	Bhsv	4,4	Aust
75-100	Bsv	4,3	Aust	40-50	BvCv	4,4	Aust	20-30	Bsv	4,4	Aust
120-130	Bv	4,4	Aust	70-100	1Cv	4,5	Aust	40-50	Bv	4,3	Aust
160-170	Bv	4,3	Aust	120-130		4,5	Aust	70-80	BvCv	4,5	Aust
200-210		4,6	Aust	160-170		4,5	Aust	90-100	BvCv	4,4	Aust
				200-210		4,9	Aust	100-110	BvCv	4,6	Aust
				240-250		5,1	Sili	140-150	BvCv	4,5	Aust
				280-290		5,3	Sili	180-190		4,6	Aust

Tab.5.1.2-1: Pufferbereiche (PB) der Bodenhorizonte bzw. Tiefenstufen, zugeordnet nach den pH(H₂O)-Werten der Boden- und Bohrkernproben. Die pH(H₂O)-Werte wurden an den 1992 gewonnenen feldfrischen und mit Aquadest versetzten Proben gemessen. Al/Fe = Aluminium/Eisen-Pufferbereich; Al = Aluminium-Pufferbereich; Aust = Austausch-Pufferbereich; Sili = Silikat-Pufferbereich.

Nach den pH(H₂O)-Werten zeigen die ungekalkten Standorte (PöOh u. PöUh) die Tendenz zunehmender Bodenversauerung mit abnehmender Tiefe. Mit pH-Werten von < 3,8 befindet sich der Oberboden im Überlagerungsbereich des Eisen- und Aluminiumpuffersystems. Im Eisenpuffersystem wird Säure durch die Auflösung von Eisenhydroxiden und -oxiden gepuffert. Neben dem pH-Wert weisen die sichtbaren Podsolierungsmerkmale der gebleichten Oberböden (A_e bzw. A_{eh}) und der relativ hohe Anteil von H⁺- und Fe-Ionen am Kationenaustauscherbelag (s. o.) auf diese Puffervorgänge hin.

Der nachfolgende oberste Horizont des Unterbodens, der als Illuvialhorizont ausgebildet ist, befindet sich im Aluminium-Pufferbereich. In diesem System werden - wie beim Austauscher-Puffersystem (s. o.) - Protonen unter Freisetzung von Al-Ionen aus silikatischer Bindung gepuffert, aber auch die an den Tonmineraloberflächen gebundenen Aluminiumhydroxokationen werden angegriffen. Der ökophysiologisch bedeutsame Unterschied zum Austauscher-Pufferbereich ist, daß die Konzentration der toxisch wirkenden Al³⁺-Kationen in der Bodenlösung deutlich ansteigt (ULRICH 1983). Als Grenzwert zwischen den beiden Puffersystemen

wird ein pH-Wert von 4,2 angesehen, da bei diesem Wert der Stabilitätsbereich von $\text{Al}(\text{OH})_3$ (Gibbsit) unterschritten wird (ULRICH 1980). Nach ULRICH (1981b) entsprechen die in der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) berechenbaren Löslichkeitsprodukte der Aluminiumverbindungen im Boden - bei Berücksichtigung der polymeren Al-Sorten in der Lösung - recht gut dem Löslichkeitsprodukt von $\text{Al}(\text{OH})_3$. RUPPERT (mündl. Mitt.) befürwortet die Berücksichtigung der Löslichkeitsprodukte von Illit, Chlorit und Wechsellagerungsmineralen, um den oberen pH-Grenzwert des Aluminium-Pufferbereichs festzulegen.

Nach den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zu urteilen, befindet sich das untere Solum des durchwurzelten Unterbodens sowie der sich tiefenwärts anschließende Sickerwasserleiter bis zur Versauerungsfront (sie wurde nur am Standort PöUh lokalisiert) im Austauscher-Pufferbereich. Die in diesem System stattfindenden Pufferprozesse wurden oben beschrieben.

Unterhalb der Versauerungsfront weisen pH-Werte von > 5 darauf hin, daß ab dieser Grenze tiefenwärts nur noch die Silikatverwitterung zur Säurepufferung beiträgt. Die Freisetzung von M_b -Kationen unter Bildung von Kieselsäure verläuft zwar bei allen pH-Werten unter 7, ist jedoch in dem pH-Bereich 5,0 bis 6,2 die einzige Pufferreaktion (ULRICH et al. 1984).

Am gekalkten Plateau-Standort (PöP) sind nach den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten die oberen 5 cm des Oberbodens dem Austauscher-Puffersystem zuzuordnen, während sich die untere Hälfte des Oberbodens im Aluminiumpufferbereich befindet. Der Unterboden und der undurchwurzelte Sickerwasserleiter befinden sich bis zur Profilbasis im Austauscher-Puffersystem. Deutlich sichtbare Podsolierungsmerkmale im Oberboden (Bleichung) und oberen Unterboden (Einwaschung von Fe und org. Substanz) belegen, daß der Oberboden zu früheren Zeiten zumindest bis zum Al/Fe-Pufferbereich versauert war. Die heutzutage verbesserte Bodenreaktion ist auf die Kalkung zurückzuführen.

ZUSAMMENFASSUNG ZUM VERSAUERUNGSZUSTAND DER MINERALBÖDEN

Die effektive Austauschkapazität der Mineralböden sinkt mit abnehmendem Humusgehalt von 120 bis 220 $\mu\text{mol IÄ/g TrS}$ in den humosen Horizonten auf 40 bis 60 $\mu\text{mol IÄ/g TrS}$ in den tieferen Unterbodenhorizonten. Aufgrund der klimatischen und vor allem bodensauren Verhältnisse kann davon ausgegangen werden, daß die niedrige effektive Austauschkapazität der mineralischen Bodenhorizonte auf die Einlagerung von polymeren Aluminiumhydroxokationen in den Zwischenschichtraum aufweitbarer Dreischicht-Tonminerale zurückzuführen ist.

Der Kationenaustauscherbelag der drei Waldbodenprofile zeigt deutliche Kennzeichen einer starken Bodenversauerung. So beträgt die M_a -Sättigung im Unterboden der ungekalkten Standorte 86 bis 94 %, wobei auf Aluminium allein 96 bis 100 % des Kationensäureanteils entfallen. Deutlich ansteigende Eisen- und Protonensättigungswerte von zusammen 13 % (PöOh) bzw. 27 % (PöUh) im Oberboden der ungekalkten Standorte weisen auf einen noch stärkeren Versauerungsgrad in diesem Bodenkompartment hin. Den ungekalkten Standorten gegenüber besitzt der Oberboden des 1989 gekalkten Plateau-Standorts (PöP) eine auffallend hohe Ca-Sättigung von bis zu 38 %. Mit zunehmender Tiefe sinkt die Ca-Sättigung auf 5 % an der Untergrenze des Wurzelraums ab, ist dort allerdings immer noch um Faktor 2 bzw. 3 höher als in gleicher Tiefe an den ungekalkten Standorten. Am ungekalkten Gneis-Standort konnte in 240 cm Tiefe eine Versauerungsfront lokalisiert werden. In den 8 dm oberhalb der Front sinkt der Anteil der M_a -Kationen am Austauscherbelag tiefenwärts von 94 auf 20 %. Eine hohe Basensättigung von über 80 % sowie $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte von über 5 zeigen, daß sich der Sickerwasserleiter unterhalb der Versauerungsfront im Silikatpufferbereich befindet.

Nach den $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten zu urteilen, nimmt die Bodenversauerung an den ungekalkten Standorten mit zunehmender Bodentiefe ab. Der Oberboden weist $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte auf, wie sie für den Überlagerungsbereich des Eisen- und Aluminiumpuffersystems typisch sind, der nachfolgende Illuvialhorizont des Unterbodens ist dem Aluminiumpuffersystem zuzuordnen und das untere Solum des durchwurzelten Unterbodens sowie der sich tiefenwärts anschließende Sickerwasserleiter befinden sich bis zur Versauerungsfront (PöUh) bzw. bis zur größten Beprobungstiefe (PöOh) im Austauscher-Pufferbereich. Am gekalkten Gneis-Standort (PöP) zeigt die Profilmorphologie einen den anderen Standorten vergleichbaren Versauerungsgrad an, während die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Werte auf einen weniger sauren Momentanzustand hindeuten. So können die oberen 5 cm des Oberbodens dem Austauscher-Puffersystem zugeordnet werden, während sich die untere Hälfte des Oberbodens im Aluminiumpufferbereich befindet. Der Unterboden und der undurchwurzelte Sickerwasserleiter befinden sich bis zur Profilbasis im Austauscher-Puffersystem. Aufgrund deutlich sichtbarer Podsolierungsmerkmale im Oberboden und oberen Unterboden ist davon auszugehen, daß der Oberboden zu früheren Zeiten zumindest bis zum Al/Fe-Pufferbereich versauert war und die heutzutage verbesserte Bodenreaktion auf die Kalkung zurückzuführen ist.

5.1.3 Gesamtsäurebelastung und Säurepufferung der Waldökosysteme

VORBEMERKUNGEN

Um die **effektive (aktuelle) Säurebelastung eines Ökosystems** abschätzen zu können, reicht es nicht allein aus, die externen Säureeinträge mit den Säureausträgen an der Ökosystembasis zu vergleichen, sondern es müssen zudem die interne Säureproduktion des Ökosystems sowie die Verdrängung und damit Freisetzung von gebundenen Kationsäuren, durch eingetragene M_b -Kationen quantifiziert werden. Die Summe der drei Bilanzbeträge ergibt die effektive Säurebelastung eines Ökosystems, also die gesamte im Ökosystem verbliebene Säuremenge in einem Zeitintervall (z. B. Jahr). Nachfolgend soll der von ULRICH (1991a) entwickelte Ansatz zur Abschätzung der effektiven Gesamtsäurebelastung eines Waldökosystems dargestellt werden. Die diesem Rechenweg zugrundeliegenden H^+ -Transferreaktionen wurden von BREDEMEIER (1987) zusammengestellt und einschließlich ihrer chemischen Reaktionsgleichungen beschrieben.

1. Akkumulation eingetragener Säure im Ökosystem ($\sum pos\ddot{O}B_{Ma}$). Dies entspricht der Summe der positiven Ökosystembilanzen (Gesamtdeposition minus Sickerwasseraustrag an der Ökosystembasis) von H^+ , NH_4^+ , Mn^{2+} , Fe^{2+} und Al^{3+} .
2. Akkumulation von eingetragenen M_b -Kationen im Ökosystem ($\sum pos\ddot{O}B_{Mb}$). Das entspricht der Summe der positiven Ökosystembilanzen von Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} , abzüglich der M_b -Mengen, die auf Neutralsalzzakkumulationen (M_bCl) zurückzuführen sind (positive Chlorid-Ökobilanz). Die Gleichsetzung der akkumulierten M_b -Kationen mit äquivalenten Säureeinträgen beruht auf dem Postulat, daß die eingetragenen M_b -Kationen an saure Gruppen unter Verdrängung und damit Freisetzung von Protonen und Kationsäuren gebunden werden. Beispielhafte Prozesse sind die Nährstoffaufnahme der Pflanzen und der Kationenaustausch an der Bodenfestphase.
3. Ökosysteminterne Freisetzung von Protonsäuren ($\sum neg\ddot{O}B_{A^*}$). Sie kann aus der Summe der negativen Ökosystembilanzen der Anionen SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- und $R-COO^-$ (organische Anionen) geschätzt werden. Bicarbonationen (HCO_3^-) spielen im stark sauren Bodenmilieu keine Rolle. So läßt sich mit Hilfe der HENDERSON-HASSELBALCH-Gleichung (MORTIMER 1983) aus der Protolysekonstanten der Kohlensäure ($K_{1, Stufe} = 10^{-6,46}$) berechnen, daß unterhalb eines pH-Wertes von 4,5 die Kohlensäure zu

über 99 % in ihrer protonierten Form, also als undissoziierte Kohlensäure (H_2CO_3), vorliegt. Die Ökosystembilanz der organischen Anionen errechnet sich aus der Differenz der Ökosystembilanzen aller quantitativ bedeutsamen Kationen und aller anorganischen Anionen ($\Sigma\text{Kat} - \Sigma\text{A}_{\text{anorg}}$). Als Prozesse, die zur ökosystemaren Freisetzung von Protonsäuren führen, nennt ULRICH: die Auflösung von Aluminiumsulfaten, die Nitrifikation, die Dissoziation organischer Säuren und bei pH-Werten über 5 die Dissoziation der Kohlensäure.

In Anlehnung an den Ansatz von ULRICH (1991a) wurde - unter zusätzlicher Berücksichtigung der Phosphatdynamik - die Säurebelastung der untersuchten Ökosysteme berechnet. Phosphat spielt quantitativ nur eine untergeordnete Rolle. Die Phosphateinträge ins Ökosystem sind sehr gering. Um Kontaminationseinflüsse durch Insertion ökosysteminterner organischer Substanz möglichst niedrig zu halten, wurde in den Bilanzen die Phosphatfracht des Freilandniederschlags als Gesamtdeposition eingesetzt. Zumeist liegen die Phosphatgehalte der Niederschlagsproben unterhalb der Nachweisgrenze (Abb. 8-46 bis 8-48). Gleiches gilt für die Bodenlösungen. So konnte an allen drei Untersuchungsstandorten kein meßbarer Phosphataustrag mit dem Sickerwasser festgestellt werden. Die schwache Phosphatakkumulation in den Waldökosystemen Pöbelbach-Plateau und Pöbelbach-Unterhang (Tab. 5.1.3-3) wird als Phosphataufnahme durch die Pflanzen und/oder als spezifische - eventuell zum geringeren Teil auch unspezifische - Adsorption von Phosphationen an der Oberfläche von Eisen- und Aluminiumoxiden bzw. -hydroxiden interpretiert. In allen drei genannten Fällen kommt es zur Säurepufferung.

Gl. 5.1.3-1: Berechnung der effektiven Gesamtsäurebelastung eines Ökosystems

$$SB_{\text{eff}} = \left| \sum pos\ddot{O}B_{Ma} \right| + \left| \sum pos\ddot{O}B_{Mb} \right| + \left| \sum neg\ddot{O}B_{A^*} \right|$$

SB_{eff} = effektive Säurebelastung eines Ökosystems

$\left| \sum pos\ddot{O}B_{Ma} \right|$ = Betrag der Akkumulation eingetragener Protonen und M_a -Kationen

$\left| \sum pos\ddot{O}B_{Mb} \right|$ = Betrag der Akkumulation eingetragener M_b -Kationen

$\left| \sum neg\ddot{O}B_{A^*} \right|$ = Betrag der ökosysteminternen Freisetzung von Protonsäuren

A^* = anorg. Anionen (NO_3 , SO_4 , PO_4) und org. Anionen

In den Tabellen 5.1.3-1 bis 5.1.3-3 werden die Höhen der Säurebelastung, differenziert nach den einzelnen Prozeßgruppen, berechnet. Die Summe der Einzelbeträge ergibt die effektive

Säurebelastung eines Ökosystems (Gl. 5.1.3-1). In Form von Säulendiagrammen wird sie in Abbildung 5.1.3-1 für die drei untersuchten Ökosysteme dargestellt.

Was die **Pufferung der im Ökosystem verbliebenen Säuren** anbelangt, lassen sich drei Prozeßgruppen unterscheiden. Sie sollen nachfolgend dargestellt und nach dem Ansatz von ULRICH (1991a) berechnet werden. Die Summe der Bilanzbeträge der Säure-Basen-Reaktionen, vermindert um den Betrag eventueller Neutralsalzzakkumulationen (positive Werte der Ökosystembilanz für Chlorid), ergibt die gesamte Protonenpufferung des betrachteten Ökosystems.

1. Die Freisetzung von M_a -Kationen aus dem Boden ($\sum neg\ddot{O}B_{M_a}$) aus oxidischer, silikatischer oder sulfatischer Bindung. Bei diesen Mineralverwitterungsprozessen werden Protonen verbraucht und Kationsäuren freigesetzt, also eine stärkere Säure in eine schwächere umgewandelt. Die Summe der negativen Ökosystembilanzen (Gesamtdeposition minus Sickerwasseraustrag an der Ökosystembasis) für Mn^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} und NH_4^+ , quantifiziert diese Prozesse. Für Ammonium (NH_4^+) wurden negative Ökosystembilanzen bislang nicht beobachtet (ULRICH 1991a).
2. Die Freisetzung von M_b -Kationen aus dem Boden ($\sum neg\ddot{O}B_{M_b}$) als Folge von Kationenaustausch, Silikatverwitterung oder Mineralisierung (Zersetzung) der organischen Substanz. Bei diesen Reaktionen werden Protonen verbraucht. Zahlenmäßiger Gesamtausdruck dieser Prozesse ist die Summe der negativen Ökosystembilanzen von Na^+ , K^+ , Mg^{2+} und Ca^{2+} , abzüglich eventueller Neutralsalzverluste (negative Ökosystembilanz für Cl).
3. Die Akkumulation von eingetragenen Protonenakzeptoren als Säure im Ökosystem ($\sum pos\ddot{O}B_{A^*}$), also die Bindung der Anionen von Protonsäuren in der Festphase, wobei Protonen verbraucht werden. Die Berechnung erfolgt anhand der Summe der positiven Ökosystembilanzen von SO_4^{2-} , NO_3^- , HCO_3^- und $R-COO^-$ (organischen Anionen). Bicarbonat (HCO_3^-) spielt unterhalb eines pH-Wertes von 5 keine Rolle (s. o.). Die Berechnung der Ökosystembilanz der organischen Anionen wurde oben unter Punkt 3 beschrieben. Als Prozesse, die zur ökosystemaren Akkumulation von Säureanionen unter Protonenverbrauch führen, nennt ULRICH: die Bildung von Aluminiumsulfaten, die Denitrifikation, die biogene Umwandlung von HNO_3 zu organisch gebundenem Stickstoff, sowie die Protonierung organischer Anionen. Hinzu kommt die Akkumulation von M_a -Chloriden, wenn eine positive Cl-Ökosystembilanz nicht durch eine positive Bilanz von M_b -Kationen ausgeglichen werden kann.

In den Tabellen 5.1.3-1 bis 5.1.3-3 werden die Höhen der Protonenpufferung, differenziert nach den oben dargestellten drei Prozeßgruppen, berechnet. Auch hierbei wird die Ökosystembilanz von Phosphat berücksichtigt. Die Summe der Einzelbeträge ergibt die Säurepufferung eines Ökosystems (Gl. 5.1.3-2). Abbildung 5.1.3-2 stellt die Berechnungsergebnisse für die untersuchten Ökosysteme graphisch dar.

Gl. 5.1.3-2: Berechnung der Säurepufferung eines Ökosystems

$$SP = |\sum negÖB_{Ma}| + |\sum negÖB_{Mb}| + |\sum posÖB_{A^*}|$$

SP = Säurepufferung eines Ökosystems

$|\sum negÖB_{Ma}|$ = Betrag der ökosysteminternen Freisetzung von M_a -Kationen

$|\sum negÖB_{Mb}|$ = Betrag der ökosysteminternen Freisetzung von M_b -Kationen

$|\sum posÖB_{A^*}|$ = Betrag der Akkumulation von eingetragenen Protonenakzeptoren

A^* = anorg. Anionen (NO_3 , SO_4 , PO_4) und org. Anionen

EFFEKTIVE GESAMTSÄUREBELASTUNG IM STANDORTVERGLEICH

Im Vergleich der untersuchten Ökosysteme weist der Plateau-Standort (PöP) mit 12,8 kmol IÄ pro Hektar und Jahr die höchste effektive Säurebelastung auf (Abbildung 5.1.3-1). Ihm gegenüber ist die Säurebelastung am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) mit 8,7 und am Oberhang-Standort (PöOh) mit 3,6 kmol IÄ pro Hektar und Jahr deutlich niedriger.

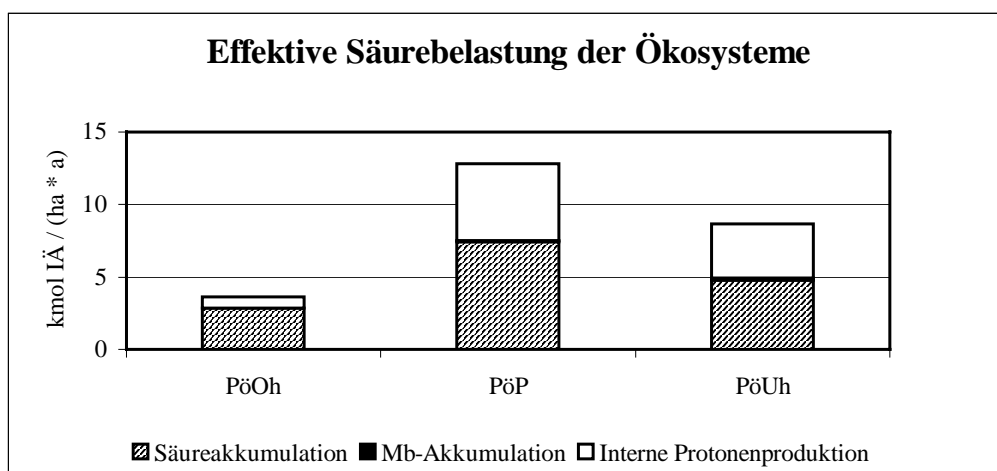


Abb. 5.1.3-1: Effektive Gesamtsäurebelastung und ihre Zusammensetzung an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) 1993

An allen drei Standorten geht die Säurebelastung überwiegend auf die Akkumulation externer Säureeinträge zurück (55 % bis 79 % der Gesamtbelastung). An den beiden Gneis-Standorten spielt zudem die ökosysteminterne Säureproduktion, mit Anteilen von 41 % (PöP) bzw. 43 % (PöUh), eine bedeutende Rolle. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) sind die internen Versauerungsprozesse mit 21 % an der Gesamtsäurebelastung beteiligt. Die Säurebelastung durch Akkumulation externer M_b -Kationeneinträge fällt mit maximal 1,6 % an keinem der drei Standorte ins Gewicht. Der mit Abstand wichtigste Versauerungsprozeß ist an allen drei Standorten die Deposition und Speicherung externer Protonen. Ebenfalls große Bedeutung haben die ökosysteminternen Säureproduktionsprozesse, bei denen Sulfat freigesetzt wird (s. u.). Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) und vor allem am gekalkten Gneis-Standort (PöP) erreicht zusätzlich die ökosysteminterne Versauerung durch Nitrifikation beachtenswerte Ausmaße. Eine vierte nennenswerte Quelle der Säurebelastung stellt an allen Standorten der externe Ammoniumeintrag dar, doch können quantitative Aussagen hierzu nicht gemacht werden, da der Ammoniumaustrag mit dem Sickerwasser nicht ermittelt wurde. Der sich hieraus ergebende Fehler in der Gesamtsäurebilanz dürfte allerdings sehr gering sein, stellt doch der Boden für Ammoniumionen eine starke Senke dar. Nach ULRICH (1987/88) werden die Ammoniumionen entweder von Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen und in organisch gebundenen Stickstoff umgewandelt, oder sie werden nitrifiziert. Ammoniumbilanzen vergleichbarer Waldökosysteme mit Ammoniumeinträgen in ähnlicher Höhe zeigen, daß der Ammoniumaustrag mit dem Sickerwasser zumeist weniger als 1 % des Eintrags mit der Deposition beträgt.

Die verstärkte Freisetzung von Sulfat in versauerten Waldböden des Sollings wird von PRENZEL (1983) mit der Auflösung einer inhomogenen sulfathaltigen Aluminiumhydroxidphase erklärt. Nach dieser Modellvorstellung wirkt ein Aluminiumhydroxosulfat der ungefähren Zusammensetzung $AlOHSO_4$ als ein Zwischenspeicher von Säure (Al^{3+}). Zurückliegende jahrzehntelange Schwefelsäureeinträge führten unter Protonenverbrauch zur Bildung dieser aktiven Salzphase im Boden. PRENZEL (1982) schränkt die Modellvorstellung der Existenz von homogenem $AlOHSO_4$ im Boden aufgrund der guten Löslichkeit des Salzes ein und vermutet als Bindungsmechanismus die spezifische Bindung des Sulfatanions durch Ligandenaustausch an der Oberfläche von Aluminiumhydroxiden sowie die Bindung an polymeren Aluminiumhydroxoquoquokomplexen mit positiver Ladung (PAHAK's). Durch Anwendung eines bodenchemischen Simulationsmodells unter Einbeziehung von $AlOHSO_4$ konnte

PRENZEL (1983) zeigen, daß das Aluminiumhydroxosulfat nur in einem begrenzten sauren pH-Bereich stabil ist. So bewirken sowohl fortschreitende Bodenversauerung als auch Entsauerung seine Auflösung. Das freigesetzte Sulfat gelangt dann mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten, wobei es von einer äquivalenten Kationenmenge begleitet wird (REUSS & JOHNSON 1986). ADAMS & RAWAJFIH (1977), ADAMS & HAJEK (1978), NORDSTROM (1982) und REUSS & JOHNSON (1986) sehen ebenfalls die Ausfällung von Aluminiumhydroxosulfaten unterschiedlicher Zusammensetzung als eine mögliche Form der Sulfat-Retention in Böden an. Auch wenn die heutige Sulfat-Freisetzung als ein bodeninterner Versauerungsprozeß erscheint, so zeigt doch obiges Modell, daß ein starker Nettosulfataustrag aus Böden schwefelarmer Gesteine ursächlich auf länger zurückliegende externe Säureinträge zurückzuführen ist.

EFFEKTIVE GESAMTSÄUREBELASTUNG IM ÜBERREGIONALEN VERGLEICH

Im überregionalen Vergleich nimmt die Säurebelastung des Plateau-Standorts (PöP) mit 12,8 kmol IÄ pro Hektar und Jahr eine Spitzenposition in den mitteleuropäischen Waldökosystemen ein. Lediglich im Tharandter Wald konnte LANGUSCH (1995) mit 14,8 kmol IÄ pro Hektar (Meßjahr 1993/94) eine höhere Säurebelastung feststellen. Während die Säurebelastung des Unterhang-Standorts (PöUh) vergleichbar ist mit Ergebnissen aus dem Sauerland (MANDERSCHEID 1992) und dem Solling (ULRICH 1994), bewegt sich der Wert für den Oberhang-Standort (PöOh) mit 3,6 kmol IÄ pro Hektar und Jahr in der Größenordnung, wie sie für Hils (WIEDEY & RABEN 1989), Hunsrück (MANDERSCHEID 1992), Fichtelgebirge (HANTSCHEL 1987) und Bayrischer Wald (KREUTZER & HEIL 1989) bekannt ist. Niedrigere Säurebelastungen weisen der Südschwarzwald (FEGER 1993), das mesotrophe Buchenwaldökosystem Harste im Südniedersächsischen Bergland (CASSENS-SASSE 1987, BREDEMEIER 1987) und Waldökosysteme in der Lüneburger Heide (BREDEMEIER 1987) auf. Was die Prozesse der Säurebelastung angeht, lassen sich die in dieser Arbeit untersuchten Waldökosysteme der oberen Lagen des Osterzgebirges zusammenfassend als Typ beschreiben, der zu über 50 % von der Aufspeicherung externer Säureinträge geprägt wird (55 bis 79 %), bei gleichzeitig beachtenswerter interner Säureproduktion unter Freisetzung von Sulfat (12 bis 42 %). Ähnliche Verhältnisse zeigt das Fichtenaltholz-Ökosystem im Solling im langjährigen Mittel: H⁺-Akkumulation 47 %, NH₄-Akkumulation 28 %, SO₄-Freisetzung 19 %, M_b-Akkumulation 5 %. Ihnen gegenüber ist das von LANGUSCH (1995) im Tharandter Wald untersuchte Fichtenwaldökosystem durch die eindeutige Dominanz interner Sulfat-Frei-

setzung (73 % an der Gesamt-Säurebelastung im Untersuchungszeitraum 1992 bis 1994) gekennzeichnet.

SÄUREPUFFERUNG IM STANDORTVERGLEICH

Was die Pufferung der Säurebelastung anbelangt, zeigt Abbildung 5.1.3-2, daß generell alle drei Prozeßgruppen maßgeblich an der Säurepufferung beteiligt sind, wenn auch mit standörtlich unterschiedlicher Gewichtung.

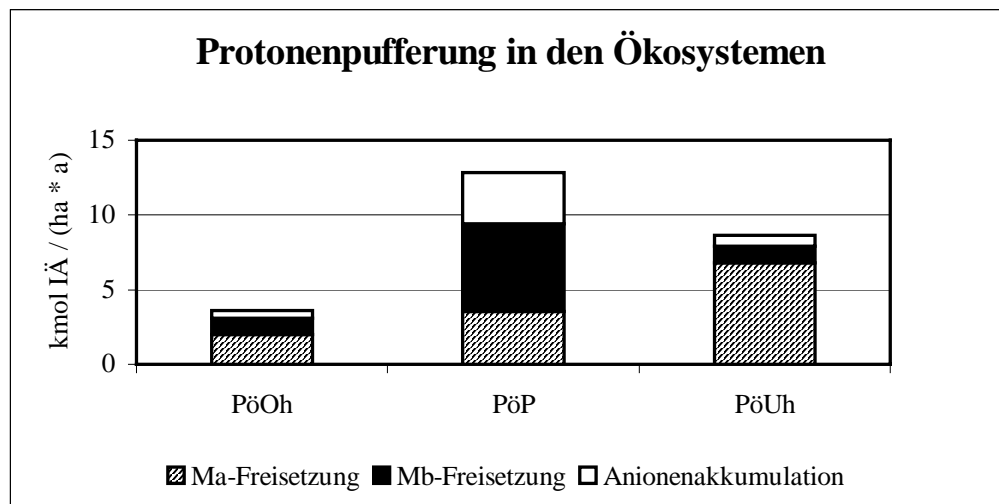


Abb. 5.1.3-2: Protonenpufferung und ihre Zusammensetzung an den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh), Pöbelbach-Plateau (PöP) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) 1993

Am Unterhang-Standort (PöUh) steht die Säurepufferung ganz im Zeichen der Prozesse, bei denen Aluminium unter Protonenverbrauch freigesetzt und mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird. So entfallen an diesem Standort allein 79 % der Säurepufferung auf die Aluminiumfreisetzung. Etwa 10 % der Säurepufferung erfolgen in diesem Ökosystem durch magnesiumfreisetzende Prozesse und durch die Protonierung organischer Anionen. Auch am Oberhang-Standort (PöOh) überwiegen die aluminiumfreisetzenden Pufferprozesse, allerdings - mit einem Anteil von 53 % an der Gesamtpufferung - deutlich weniger dominant. Die Pufferung der übrigen Säurebelastung erfolgt zum größten Teil durch calciumfreisetzende Prozesse (20 %) sowie durch die Protonierung organischer Anionen (15 %). Anders verläuft die Säurepufferung am Plateau-Standort (PöP). Zwar spielen auch hier aluminiumfreisetzende Reaktionen und die Protonierung organischer Anionen mit 28 bzw. 26 % Anteil an der Gesamtpufferung eine wichtige Rolle, doch entfällt mit 39 % der Hauptanteil auf Prozesse, bei

denen Calcium freigesetzt wird. Hier macht sich die im Jahre 1989 durchgeführte Kompensationskalkung deutlich bemerkbar (s. Kapitel 5.3.3).

ZUSAMMENFASSUNG ZUR AKTUELLEN GESAMTSÄUREBELASTUNG UND SÄUREPUFFERUNG

Nach dem Ansatz von ULRICH (1991a) wurde für jedes Waldökosystem die Gesamtsäurebelastung im Untersuchungsjahr 1993 berechnet. Mit 12,8 kmol IÄ pro Hektar und Jahr weist der Plateau-Standort (PöP) die absolut höchste Säurebelastung auf. Im Vergleich mit anderen mitteleuropäischen Waldökosystemen wird sie nur von der Säurebelastung im Tharandter Wald übertroffen. Deutlich niedrigere Belastungen weisen der nordostexponierte Unterhang-Standort (PöUh) mit $8,7 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und vor allem der südwestexponierte Oberhang-Standort (PöOh) mit $3,6 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auf.

An allen drei Standorten geht die Säurebelastung überwiegend auf die Akkumulation externer Säureeinträge zurück (55 bis 79 % der Gesamtbelastung), wobei insbesondere die Protonendeposition zu nennen ist. Die ökosysteminterne Säureproduktion ist mit über 40 % (Gneis-Standorte) bzw 21 % (Quarzporphyr-Standort) an der Gesamtsäurebelastung beteiligt. Große Bedeutung haben die ökosysteminternen Säureproduktionsprozesse, bei denen Sulfat freigesetzt wird. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) und vor allem am gekalkten Gneis-Standort (PöP) erreicht zusätzlich die ökosysteminterne Versauerung durch Nitrifikation beachtenswerte Ausmaße. Die Säurebelastung durch Akkumulation externer M_b -Kationeneinträge fällt mit maximal 1,6 % an keinem der drei Standorte ins Gewicht.

Die Pufferung der Säurebelastung erfolgt an den ungekalkten Standorten zu 79 (PöUh) bzw. 53 % (PöOh) durch protonenkonsumierende Prozesse, bei denen Aluminium freigesetzt und ausgewaschen wird. Darüber hinaus spielen zu in etwa gleichen Anteilen die Freisetzung von M_b -Kationen und die Protonierung organischer Anionen eine beachtenswerte Rolle. Am gekalkten Standort (PöP) dominieren mit einem Anteil von 39 % die calciumfreisetzenden Pufferprozesse. Jeweils ein Viertel der Säurepufferung entfallen an diesem Standort auf die aluminiumfreisetzenden Reaktionen und die Protonierung organischer Anionen.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

Standort	Ionfluß	H^+	NH_4^+	Mn^{2+}	Fe^{2+}	Al^{3+}	ΣM_a	$\Sigma pos\ddot{O}B_{Ma}$	$\Sigma neg\ddot{O}B_{Ma}$
$mol\ \ddot{A} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$									
PöOh	GD	2150	969	8	56	795	3978		
PöOh	S70	318		100	0	2697	3115		
PöOh	ÖB	1832	(969)	-92	56	-1902	863	2857	-1994
PöP	GD	6643	891	0	60	369	7963		
PöP	S70	186		22	0	3903	4111		
PöP	ÖB	6457	(891)	-22	60	-3534	3852	7408	-3556
PöUh	GD	4341	654	0	52	780	5827		
PöUh	S70	266		30	0	7581	7877		
PöUh	ÖB	4075	(654)	-30	52	-6801	-2050	4781	-6831

Tab.5.1.3-1: Akkumulation eingetragener Säure im Ökosystem ($\Sigma pos\ddot{O}B_{Ma}$) sowie Freisetzung von M_a -Kationen bei der Säurepufferung ($\Sigma neg\ddot{O}B_{Ma}$). GD = Gesamtdeposition; S70 = Austrag mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe; ÖB = GD – S70. Empirisch begründete Annahme: der NH_4 -Austrag (S70) ist unter den gegebenen bodenchemischen Verhältnissen vernachlässigbar.

Standort	Ionfluß	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Cl^-	ΣM_b	$\Sigma pos\ddot{O}B_{Mb}$	$\Sigma neg\ddot{O}B_{Mb}$
$mol\ \ddot{A} \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$									
PöOh	GD	258	246	152	574	318	1230		
PöOh	S70	329	245	500	1284	355	2358		
PöOh	ÖB	-71	1	-348	-710	-37	-1128	1	-1092
PöP	GD	226	203	108	368	309	905		
PöP	S70	686	77	898	5314	637	6975		
PöP	ÖB	-460	126	-790	-4946	-328	-6070	126	-5868
PöUh	GD	200	185	106	302	303	793		
PöUh	S70	516	46	1002	670	801	2234		
PöUh	ÖB	-316	139	-896	-368	-498	-1441	139	-1082

Tab.5.1.3-2: Akkumulation eingetragener M_b -Kationen im Ökosystem ($\Sigma pos\ddot{O}B_{Mb}$) sowie Freisetzung von M_b -Kationen bei der Säurepufferung ($\Sigma neg\ddot{O}B_{Mb}$) unter Berücksichtigung des M_b -Kationenanteils, der bei der Neutralsalzauflösung (Cl^-) freigesetzt wurde. GD = Gesamtdeposition; S70 = Austrag mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe; ÖB = GD – S70.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

Standort	Ionfluß	Cl^-	PO_4^{3-}	NO_3^-	SO_4^{2-}	A_{anorg}^-	A_{org}^-	$\Sigma pos\ddot{O}B_{A^*}$	$\Sigma neg\ddot{O}B_{A^*}$
PöOh	GD	318	0	996	3000	4314	894		
PöOh	S70	355	0	1304	3446	5105	368		
PöOh	ÖB	-37	0	-308	-446	-791	526	526	-754
PöP	GD	309	72	968	3842	5191	3677		
PöP	S70	637	0	2144	7952	10733	353		
PöP	ÖB	-328	72	-1176	-4110	-5542	3324	3396	-5286
PöUh	GD	303	30	795	4000	5128	1492		
PöUh	S70	801	0	842	7686	9329	782		
PöUh	ÖB	-498	30	-47	-3686	-4201	710	740	-3733

Tab.5.1.3-3: Ökosysteminterne Freisetzung von Protonsäuren ($\Sigma neg\ddot{O}B_{A^*}$) sowie Akkumulation von eingetragenen Protonenakzeptoren bei der Säurepufferung ($\Sigma pos\ddot{O}B_{A^*}$). $A^* = NO_3, SO_4, PO_4$ und A_{org} . GD = Gesamtdeposition; S70 = Austrag mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe; ÖB = GD – S70. Die Flüsse und Ökosystembilanz der organischen Anionen (A_{org}) errechnen sich aus der Differenz $\Sigma Kat - \Sigma A_{anorg}$.

5.2 Haushalt qualitativ bedeutsamer Kationsäuren

5.2.1 Aluminium

VORBEMERKUNGEN

Das Leichtmetall Aluminium gilt für Pflanzen nicht als essentielles Element, doch wird offenbar das Wachstum mancher Pflanzen durch Aluminium begünstigt (BERGMANN 1993). Bärlappgewächse, Farne und Schachtelhalme sollen sogar Aluminium für ein normales Wachstum benötigen. Auf die meisten Pflanzen wirken jedoch höhere Konzentrationen freier Aluminiumionen in der Bodenlösung toxisch. Hinsichtlich ihrer Aluminiumempfindlichkeit bestehen zwischen den einzelnen Pflanzenarten große Unterschiede. Die Aluminiumgehalte in den oberirdischen Pflanzenteilen der höheren Pflanzen liegen nach BERGMANN (1993) zwischen 50 und 400 µg/g Trockenmasse. Bei Pflanzenarten, die in ihren oberirdischen Organen relativ hohe Aluminiummengen ohne Schädigung anreichern können, treten jedoch mitunter wesentlich höhere Gehalte auf.

In stark sauren Böden repräsentiert Aluminium normalerweise das dominierende austauschbare Kation. So können in stark bis extrem sauren Böden 80 bis nahezu 100 % der Kationen des Austauschkomplexes aus Aluminiumionen und zu geringen Anteilen aus H-, Fe- und Mn-Ionen bestehen (SCHINNER & SONNLEITNER 1997). Unter solchen Bedingungen treten Toxizitätsprobleme und ein Mangel an Nährkationen auf. Nach ULRICH & SUMNER (1991) stellt Aluminium in sauren Böden den toxischen Hauptfaktor dar. Für Böden mit pH-Werten unter 5 gewinnt Aluminium als Kation in der Bodenlösung zunehmend an Bedeutung (HERRNSTADT 1995). Mit sinkendem pH-Wert nimmt die Löslichkeit von Aluminium exponentiell zu (MENGEL 1994). Neben einem direkten toxischen Einfluß auf die Feinwurzeln, insbesondere durch die monomeren Al-Formen Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ und $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, behindert Aluminium die Wurzel Aufnahme von Calcium und Magnesium und kann durch die Ausfällung schwerlöslicher Aluminiumphosphate einen Phosphormangel in der Pflanze verursachen. Huminstoffe können nach TAN & BINGER (1986) sowie GERKE (1993) die genannten Al-Formen komplex binden und damit ihre phytotoxische Wirkung aufheben. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) treten toxische Wirkungen an den Wurzeln der Waldbäume und der Mykorrhiza bei Aluminiumkonzentrationen von 10 bis 20 mg/l in der Bodenlösung auf. JOHNSON et al. (1994) beschreiben eine Hemmung der Calciumaufnahme durch Fichtensämlinge bereits bei einer Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung von 100 bis 200

$\mu\text{mol/l}$. Darüber hinaus erkannten ILLMER et al. (1995), daß der Aluminiumgehalt der Bodenlösung den hemmenden Hauptfaktor für die mikrobielle Biomasse im Boden darstellt. MURACH (1983 u. 1984), ULRICH et al. (1984) sowie ROST-SIEBERT (1985) entdeckten bei Versuchen mit Fichtenkeimpflanzen in Hydrokulturversuchen, daß zur Einschätzung der Aluminiumtoxizitätsgefahr das Ca/Al-Molverhältnis in der Bodenlösung aussagekräftiger ist als die reine Al^{3+} -Konzentration. Die Versuche führten zu folgender Schadstufenklassifizierung:

- Bei Ca/Al-Molverhältnissen > 1 ist eine Wurzelschädigung durch Säuretoxizität wenig wahrscheinlich.
- Bei einem Verhältnis von 1 bis 0,3 besteht eine zunehmende Gefährdung durch Al-Toxizität, das Wurzellängenwachstum der Langwurzeln wird bereits erheblich beeinträchtigt.
- Eine starke Gefährdung durch Al-Toxizität besteht bei einem Molverhältnis zwischen 0,3 und 0,1. Die Ausbildung von Kurzwurzeln ist eingeschränkt und es findet kein Längenwachstum mehr statt.
- Eine sehr starke Gefährdung durch Al-Toxizität besteht bei einem Molverhältnis $< 0,1$. Mit einer umfassenden Schädigung des existierenden Feinwurzelsystems durch hohe Absterberaten der Wurzeln ist zu rechnen.

Der EU-Rat gibt in seiner Richtlinie über die Qualität von Wasser, welches für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist (EG-Qualitätsnorm 80/778) einen Richtwert von $50 \mu\text{g/l}$ und eine zulässige Höchstkonzentration (Grenzwert) von $200 \mu\text{g/l}$ als maximal vertretbare Aluminiumkonzentration an (HÜTTER 1992). Der Richtwert soll den Mitgliedstaaten der EU als Orientierung bei der Festsetzung von Trinkwassergrenzwerten dienen, wohingegen die zulässige Höchstkonzentration als Obergrenze bei dieser Festlegung verbindlich ist.

KOMPARTIMENTBILANZEN (Abb. 5.2.1-1 bis 5.2.1-3; Tab. 4.5.6, 4.5.18 u. 4.5.30)

Bei der Berechnung der Interzeptionsdeposition wurde Aluminium aufgrund von Literaturergebnissen und des hohen Borke/Bast-Konzentrationsquotienten von 14 (Kapitel 4.4.2.2) als nicht essentielles pflanzliches Spurenelement klassifiziert, welches sich sowohl durch für Spurenelemente beachtenswerte Pflanzenaufnahmeraten als auch hohe Depositionsraten auszeichnet und dessen atmosphärischer Teil überwiegend fest an den Vegetationsoberflächen adsor-

biert ist. Hierbei bezieht sich die Bezeichnung „Spurenelement“ auf seine den Mikronährstoffen vergleichbaren Gehalte im Pflanzensproß. Der Interzeptionsanteil der Aluminiumdeposition wurde als Mittelwert aus dem maximalen und dem minimalen Interzeptionswert berechnet (Kapitel 4.4.2.2).

Mit Ausnahme des Unterbodens des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) zeigen die Bilanzdiagramme im Standortvergleich ein sehr einheitliches Bild, welches - abgesehen vom Kronendach - von mehr oder weniger geringen bis hohen Aluminiumverlusten geprägt ist. Während die Kronendachbilanz schwach positiv ausfällt, weisen die nachfolgenden Kompartimente Aluminiumverluste auf, die - der vertikalen Anordnung der untersuchten Kompartimente folgend - von oben (Bestand) nach unten (Unterboden) zunehmen. Einzig der als markante Aluminiumsenke fungierende Unterboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) weicht von diesem Trend ab.

Das **Kronendach** fungiert an allen drei Standorten sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr als Aluminiumsenke. Die Jahreszuwächse belaufen sich auf 9 (PöUh), 11 (PöOh) bzw. 18 Mol pro Hektar (PöP). Der Aluminiumeintrag erfolgt zu über 85 % durch partikuläre Interzeption.

Der **Fichtenbestand** weist an den beiden Hang-Standorten (PöOh u. PöUh) Aluminiumverluste in Höhe von ca. 45 Mol pro Hektar und Jahr auf. Wichtigster Quellstofffluß ist an diesen beiden Standorten der Aluminiumaustrag mit dem Bestandesniederschlag. Er ist gegenüber der Gesamtdeposition um 3 bzw. 4 % vermindert. Am Plateau-Standort (PöP) wird die Aluminiumabgabe des Bestandes sowohl in ihrer Höhe (130 Mol pro Hektar und Jahr) als auch hinsichtlich ihrer jahreszeitlichen Verteilung vor allem durch das orkanbedingte starke Streufallereignis im Dezember 1993 bestimmt (Kapitel 4.2.1). Dominanter Senkenprozeß ist an allen drei Standorten die Gesamtdeposition. Ihr gegenüber ist die Aluminiumaufnahme der Bestände aus dem Boden (Pflanzenaufnahme = 14 bis 26 mol · ha⁻¹ · a⁻¹) - mit einem Anteil von 5 bis 17 % am Gesamtinput - nur von untergeordneter Bedeutung.

Der gegenüber den Beständen noch deutlichere Aluminiumverlust der **Humusauflagen** (72 bis 269 mol · ha⁻¹ · a⁻¹) resultiert an allen drei Standorten aus dem hohen Aluminiumaustrag mit dem Humussickerwasser. Schon die im gesamten Untersuchungszeitraum niedrigen pH-

Werte zwischen 3,3 und 3,9 im Humussickerwasser lassen eine hohe Konzentration gelöster Aluminiumionen im Sickerwasser erwarten. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß der überwiegende Teil der für Mikroorganismen und Feinwurzeln besonders gefährlichen monomeren Al-Formen durch Komplexbindungen mit organischen Substanzen in seiner phytotoxischen Wirkung entschärft vorliegt (s. Vorbemerkungen).

Die mit Abstand höchsten Aluminiumverluste zeigt der **Mineralboden**. Wie bei der Humusaufgabe sind hierfür starke Aluminiumausträge mit dem Sickerwasser verantwortlich. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) sind die Aluminiumausträge über das Oberbodensickerwasser mit nahezu 1200 Mol pro Hektar und Jahr derart hoch, daß sie als Input des Unterbodens eine positive Aluminiumbilanz des Unterbodenkompartiments bewirken, trotz ebenfalls hoher Aluminiumausträge in 70 cm Bodentiefe. An den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) erfolgt im Unterboden nochmals eine deutliche Anreicherung des Sickerwassers mit Aluminium, so daß an diesen Standorten auch die Unterbodenbilanz negativ ausfällt. Aufgrund der geringen Gehalte an organischer Substanz im Unterboden muß befürchtet werden, daß die in Lösung befindlichen Aluminiumionen vorwiegend in den phytotoxisch gefährlichen monomeren Spezies vorliegen. Am Unterhang-Standort (PöUh) werden in der Bodenlösung des Unterbodens die von SCHINNER & SONNLEITNER genannten toxisch auf die Wurzeln der Waldbäume und die Mykorrhiza wirkenden Aluminiumkonzentrationen von 10 bis 20 mg/l ganzjährig erreicht. Die Bewertung der Aluminiumtoxizität nach den Ca/Al-Molverhältnissen (s. Vorbemerkungen) in der Bodenlösung ergibt für den Unterboden folgende Ergebnisse:

- Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) bewegen sich die Molverhältnisse im Untersuchungszeitraum zwischen 0,6 und 0,8. Somit besteht an diesem Standort eine zunehmende Gefährdung durch Al-Toxizität und es muß davon ausgegangen werden, daß das Wurzellängenwachstum der Langwurzeln bereits erheblich beeinträchtigt ist.
- Der ungekalkte Gneis-Standort (PöUh) weist über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg im Unterbodensickerwasser recht konstante Ca/Al-Molverhältnisse von 0,08 bis 0,17 auf. Demzufolge besteht an diesem Standort eine hochgradige Gefährdung durch Al-Toxizität. Eine umfassende Schädigung des existierenden Feinwurzelsystems muß angenommen werden.
- Die für Pflanzen und Mikroorganismen günstigsten Molverhältnisse bestehen am gekalkten Gneis-Standort (PöP). Hier macht sich die 1989 erfolgte Kompensationskalkung bis ins Sickerwasser des Unterbodens bemerkbar. So schwankten die Ca/Al-

Molverhältnisse des Unterbodensickerwassers im Untersuchungsjahr zwischen 1,9 und 2,2 und lagen somit deutlich oberhalb der Al-Toxizitätsgrenze von 1.

Die **gesamtökosystemare Aluminiumbilanz** fällt an allen drei Standorten ganzjährig deutlich negativ aus. Die geringsten Aluminiumverluste zeigt mit 640 Mol pro Hektar und Jahr der Quarzporphyr-Standort (PöOh). Weitaus höhere Verluste weisen die beiden Gneis-Standorte mit 1180 (PöP) sowie 2270 Mol pro Hektar und Jahr (PöUh) auf. Der Aluminiumaustrag aus den Waldökosystemen ist nahezu vollständig auf den Aluminiumaustrag mit dem Sickerwasser unterhalb des Wurzelraums zurückzuführen. So beträgt der Anteil des durch die Derbholznutzung bedingten Aluminiumverlustes weniger als 0,5 %.

Unterhalb des Wurzelraums muß es zu einer erheblichen Aluminiumbindung kommen. Darauf weist der gegenüber den Aluminiumfrachten der Unterbodensickerwässer drei- bis achtfach niedrigere Gebietsaustrag mit dem **Bachwasser** hin. Der vom EU-Rat festgelegte Grenzwert von 0,2 mg Al pro Liter Trinkwasser (s. Vorbemerkungen) wird im Bachwasser über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg recht konstant um Faktor 10 überschritten (Abb. 8-14). In Verbindung mit den niedrigen pH-Werten des Pöbelbachs - sie lagen 1993 zwischen 4,4 und 5,2 (Abb. 8-6) - muß bezüglich der Gewässerbiozönose von einem drastischen Rückgang der Gesamtartenzahlen und dem vollständigen Verschwinden von Mollusken (Weichtieren), Crustaceen (Krebstieren), Ephemeropteren (Eintagsfliegen) und Pisces (Fischen) ausgegangen werden. Zwischen November 1991 und September 1993 durchgeführte Untersuchungen von LEßMANN zum Makrozoobenthos des Pöbelbachs bestätigen dies (LEßMANN et al. 1996). Die Fließgewässerbiozönose des Pöbelbachs zeigt von der Artenzusammensetzung und den Dominanzverhältnissen her die typische Struktur eines versauerten Bergbachs. So kommen nur wenige Arten vor, die zeitweilig aber hohe Dichten erreichen können. Vertreter der oben genannten Tiergruppen wurden nicht gefunden. Dominant sind wenige Vertreter der Plecopteren (Steinfliegen) sowie Arten der Trichopteren (Köcherfliegen) und Dipteren (Zweiflügler). Die Differenzierung nach Ernährungstypen zeigt eine ausgeprägte Dominanz der Weidegänger. Nach SCHÖNBORN (1992) besteht ein Zusammenhang zwischen einem hohen Anteil von Weidegängern und einer nur mangelhaft ausgebildeten gewässerbegleitenden Vegetation. So beeinflusst ein Rückgang der Ufervegetation nicht nur den Nährstoffhaushalt, sondern es kommt auch zu Veränderungen des Temperatur- und Sauerstoffhaushalts der nunmehr weniger beschatteten Fließgewässer.

AL-ANTEILE AM AUSTAUSCHERKOMPLEX IM BODEN (*Abb. 8-1 bis 8-3*)

Der Kationenaustauscherbelag der Bodenfestphase wird deutlich von Aluminiumionen dominiert. So sind im durchwurzelten Unterboden 80 bis 93 % der Austauscherplätze durch Aluminium belegt (*Abb. 8-1 bis 8-3*). Hinsichtlich der Aluminiumsättigung des Oberbodens unterscheiden sich die ungekalkten Hang-Standorte deutlich vom gekalkten Plateau-Standort. Auf den ungekalkten Flächen sinkt die Aluminiumsättigung zugunsten des Eisen- und Protonenanteils von 90 auf 80 % (PöOh, *Abb. 8-1*) bzw. von 90 auf unter 70 % ab (PöUh, *Abb. 8-3*). Die angestiegene Eisensättigung deutet auf Pufferprozesse, bei denen Eisen aus oxidischer oder hydroxidischer Bindung freigesetzt wurde, hin (Eisen-Pufferbereich). Die Zunahme des Protonenanteils am Austauscherkomplex kann als Indikator einer nachlassenden Säurepufferkapazität des Oberbodens interpretiert werden. Somit befindet sich an den ungekalkten Standorten (PöOh u. PöUh) der Oberboden im Vergleich zum Unterboden in einem fortgeschritteneren Versauerungsstadium. Am Plateau-Standort (PöP) führte eine 1989 erfolgte Kompensationskalkung zu einer deutlichen Erhöhung der Calciumsättigung im Oberboden, so daß an diesem Standort die Aluminiumsättigung auf unter 50 % im obersten Mineralbodenhorizont zurückging. Die sichtbare Bleichung des Oberbodens zeigt jedoch an, daß vor der Kalkung auch der Oberboden des Plateau-Standorts bis in den Eisen-Pufferbereich hinein versauert war.

Nach KAMPRATH & FOY (1971) steigt die Konzentration der phytotoxischen Al^{3+} -Ionen in der Bodenlösung bei niedrigen pH-Werten erst merklich an, wenn die Al-Sättigung am Austauscher 60 % und mehr beträgt. Diesen für die Pflanzen ungünstigen bodenchemischen Zustand weist - abgesehen vom Oberboden des gekalkten Plateau-Standorts - der gesamte Wurzelraum aller drei Untersuchungsstandorte auf.

AL-GEHALTE DER BESTÄNDE (*Abb. 5.2.1-4 bis 5.2.1-6*)

Das Verteilungsmuster der Aluminiumgehalte in den untersuchten oberirdischen Baumkompartimenten zeigt im Standortvergleich große Ähnlichkeiten, die nachfolgend beschrieben und anschließend interpretiert werden sollen:

- Während an den beiden Hang-Standorten (PöOh u. PöUh) ein eindeutiger Trend wachsender Aluminiumgehalte mit zunehmendem Nadelalter zu beobachten ist, sind am Plateau-Standort (PöP) diesbezüglich stärkere Unregelmäßigkeiten festzustellen.

Allen drei Standorten ist jedoch gemeinsam, daß der jüngste Nadeljahrgang die niedrigsten Aluminiumgehalte aufweist.

- Die Aluminiumgehalte der Nadeln liegen zwischen 100 und 400 mg/kg Trockenmasse und somit in einem Bereich, der selbst von den meisten Mikronährstoffen nicht erreicht wird. Allerdings ist keine genaue Aussage über die Höhe des an den Nadeloberflächen adsorbierten externen Aluminiumanteils möglich.
- Die exponierten oberflächenrauen Baumkompartimente „Astrinde“ und „Stammborke“ weisen an allen drei Standorten die höchsten Aluminiumgehalte auf.
- Große bis extreme Unterschiede bestehen zwischen den Aluminiumkonzentrationen von Stammborke und Stammbast. So bewegt sich der Borke/Bast-Konzentrationsquotient der Stammrinde zwischen 33 am Oberhang-Standort (PöOh) und über 4 am Unterhang-Standort (PöUh).
- Äußerst geringe Aluminiumgehalte weist das von einer intakten Rinde vor externen Einflüssen geschützte Ast- und Stammholz auf. Demgegenüber sind die Aluminiumkonzentrationen im zum Teil ungeschützten Holz toter Äste um ein Vielfaches höher. Besonders auffallend ist dieser Unterschied am Plateau-Standort (Faktor 16) und am Unterhang-Standort (Faktor 13) ausgeprägt.

Die Aluminiumgehalte der Nadeln liegen im Bereich normaler Aluminiumkonzentrationen für oberirdische Teile höherer Pflanzen. Allerdings drückt sich nach BERGMANN (1993) eine pflanzenschädliche Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung nicht durch überhöhte Gehalte im Sproß aus, da ein Al^{3+} -Überschuß in der Bodenlösung zur Schädigung der Wurzeln führt und damit die Wasser- und Ionenverlagerung von der Wurzel in den Sproß gehemmt wird. Daher zeigt sich im Sproß eine bestehende Aluminiumtoxizität indirekt in Form von Nährstoffmangelsymptomen, insbesondere durch Phosphormangelercheinungen.

Die Beobachtung erhöhter Aluminiumgehalte in älteren Nadeln läßt verschiedene Interpretationsmöglichkeiten zu:

- Es findet eine Akkumulation externer Aluminiueinträge auf den Nadeloberflächen statt. Somit wächst die Adsorptionsfracht mit zunehmendem Nadelalter.
- Mit dem Transpirationssog passiv in den Sproß transportierte Aluminiumfrachten reichern sich am Ende der Xylemstränge, also in den Nadeln, an. Dementsprechend zeigen die ältesten Nadeln, also die Blattorgane mit der längsten Transpirationszeit, die höchsten Gehalte.

- Aus dem Boden aufgenommene und in die jüngsten Nadeln transportierte Aluminiumionen werden zum Schutz der photosynthetisch wichtigsten Organe aktiv in ältere Nadeln verfrachtet, um sie über den Streufall zu entsorgen.

Die dritte These setzt eine gute Phloemmobilität des Aluminiums voraus. Hiervon ist jedoch nicht auszugehen. Die starke Neigung des Aluminiums, mit Phosphationen auch innerhalb von Pflanzen schwerlösliche Verbindungen einzugehen (McCORMICK & BORDEN 1974), läßt in Verbindung mit der Gegebenheit, daß die Siebröhren reich an freien Phosphationen sind (STRASBURGER et al. 1983), für Aluminium praktisch Phloemimmobilität vermuten. Somit kann die dritte These verworfen werden. Die hohen Borke/Bast-Konzentrationsquotienten wie auch die Literaturstudien über die Phloemimmobilität des Aluminiums (s. o.) favorisieren eine Kombination aus den beiden erstgenannten Thesen, wobei eine Aussage über die Höhe externer und interner Aluminiumanteile der Nadeln im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich ist.

Die Adsorption externer Aluminiumeinträge aus der Luft scheint besonders stark an den rauheren Pflanzenoberflächen zu erfolgen. Darauf weisen die im Vergleich zu den übrigen Baumkompartimenten deutlich höheren Aluminiumgehalte von Astrinde und Stammborke hin. Auch die relativ hohen Aluminiumgehalte des ungeschützten Holzes toter Äste unterstützen diese Interpretation. Die relativ geringen Aluminiumkonzentrationen des Stammbastes berechtigen zu der Annahme, daß die hohen Konzentrationen der undifferenziert analysierten Astrinde vorwiegend aus hohen Borkengehalten resultieren.

ZUSAMMENFASSUNG Al-HAUSHALT

Abgesehen vom Kronendach sowie vom Unterboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh), stehen die untersuchten Kompartimente ganz im Zeichen geringer bis sehr hoher Aluminiumverluste. Dabei nehmen die Aluminiumverluste entsprechend der vertikalen Anordnung der untersuchten Kompartimente vom Bestand zum Unterboden hin zu.

Die mit Abstand höchsten Aluminiumverluste zeigt der Mineralboden. Wie bei der Humusaufgabe sind hierfür starke Aluminiumausträge mit dem Sickerwasser verantwortlich. Während für die Humusaufgabe und den Oberboden die Hoffnung besteht, daß organische Substanzen die im Sickerwasser gelösten phytotoxisch wirkenden Al-Formen entschärfen, muß

im Unterboden mit einer hochgradigen Aluminiumtoxizitätsgefahr für Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln gerechnet werden. So werden im Unterbodensickerwasser des ungekalkten Gneis-Standorts (PöUh) Aluminiumkonzentrationen und Ca/Al-Molverhältnisse erreicht, die eine hochgradige Gefährdung durch Al-Toxizität anzeigen. Es muß an diesem Standort von einer umfassenden Schädigung des Feinwurzelsystems im Unterboden ausgegangen werden. Auch im Unterboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) besteht eine deutliche Gefahr durch Al-Toxizität, wenngleich sie gegenüber dem Unterhang-Standort noch nicht so stark ausgeprägt ist. Dank der Kalkungsmaßnahme (s. Kapitel 5.1.2 u. 5.3.3) scheint das Toxizitätsrisiko am Plateau-Standort (PöP) vorerst abgewendet zu sein.

Die gesamtökosystemare Bilanz weist alle drei Standorte - sowohl in den einzelnen Halbjahren als auch ganzjährig - als starke Aluminiumquellen aus. Die geringsten Aluminiumverluste zeigt mit 640 Mol pro Hektar und Jahr der Quarzporphyr-Standort (PöOh). Ihm gegenüber weisen die beiden Gneis-Standorte zwei- (PöP) bzw. dreieinhalbmals (PöUh) so hohe Aluminiumverluste auf. Der Aluminiumaustrag erfolgt nahezu ausschließlich über das Sickerwasser. So macht der durch die Derbholznutzung bedingte Anteil des Aluminiumverlustes weniger als 0,5 % aus.

Die gegenüber den Aluminiumfrachten des Unterbodensickerwassers drei- bis achtfach geringere Aluminiumaustragsrate des Bachwassers weist auf Aluminiumbindungsprozesse in tieferen Bereichen des Sickerwasserleiters hin. Trotzdem übersteigen die Al-Konzentrationen des Pöbelbachs den Trinkwassergrenzwert nahezu konstant um Faktor 10. In Verbindung mit den niedrigen pH-Werten führen die hohen Al-Konzentrationen des Pöbelbachs zu großen Schadwirkungen an der Fließgewässerbiozönose. Untersuchungen zum Makrozoobenthos zeigten, daß nur wenige Arten vorkommen, die zeitweilig aber hohe Dichten erreichen können. Vertreter von Mollusken, Crustaceen, Ephemeropteren und Pisces wurden nicht gefunden. Dominant sind wenige Vertreter der Plecopteren sowie Arten der Trichopteren und Dipteren. Die Differenzierung nach Ernährungstypen zeigt eine ausgeprägte Dominanz der Weidegänger.

Der Kationenaustauscherbelag der Bodenfestphase wird deutlich von Aluminiumionen dominiert. So sind an allen drei Standorten im durchwurzelten Unterboden 80 bis 90 % der Austauscherplätze durch Aluminium belegt. Der Oberboden befindet sich an den ungekalkten

Standorten (PöOh u. PöUh) in einem noch stärkeren Versauerungszustand, wie Eisen- und Protonenanteile von 5 bis 14 % am Austauscherkomplex erkennen lassen. Im Oberboden des Plateau-Standorts (PöP) wurde ein Teil des Kationsäurenbelags durch Calciumionen, welche im Rahmen einer Kompensationskalkung dem Boden zugeführt worden waren, verdrängt.

Die Aluminiumgehalte der Nadeln liegen im Bereich normaler Aluminiumkonzentrationen für oberirdische Teile höherer Pflanzen. Höhere Gehalte in den älteren Nadeln sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf die mit zunehmendem Lebensalter länger werdenden Transpirations- und Akkumulationszeiten (interne u. externe Aluminiumakkumulation) zurückzuführen. Ein quantitativ bedeutsamer basipetaler Aluminiumtransport im Phloem kann aufgrund der Eigenschaft des Aluminiums, mit Phosphationen schwerlösliche Verbindungen einzugehen, ausgeschlossen werden.

Markant ausgeprägte Borke/Bast-Konzentrationsquotienten dokumentieren die Bedeutung der Akkumulation externer Aluminiueinträge an den Pflanzenoberflächen. Besonders hohe Aluminiumkonzentrationen der exponierten Baumkompartimente „Astrinde“ und „Stammborke“ weisen auf eine verstärkte Haftung atmogenen Aluminiums an den rauheren Pflanzenoberflächen hin.

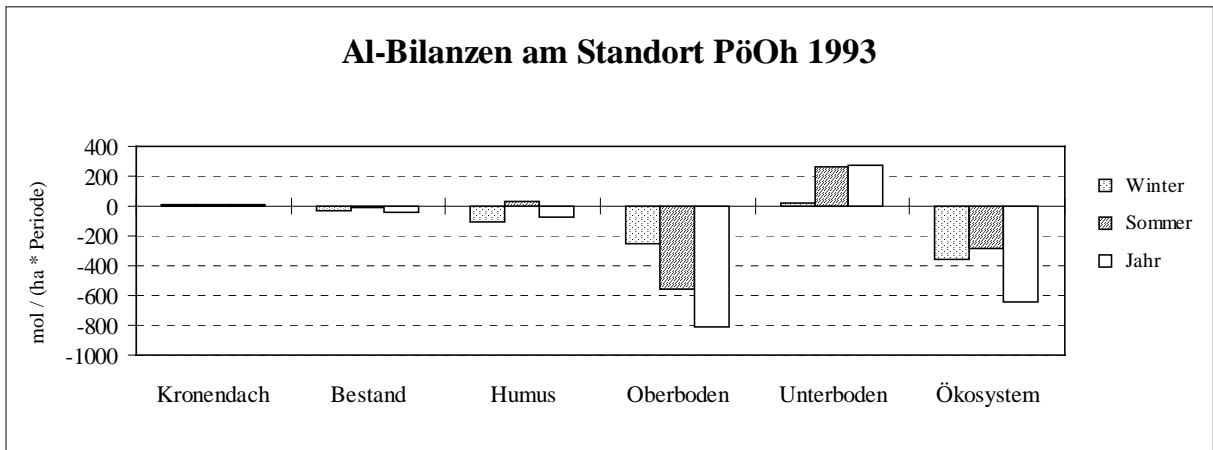


Abb. 5.2.1-1: Senken (+) und Quellen (-) des Aluminiums am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

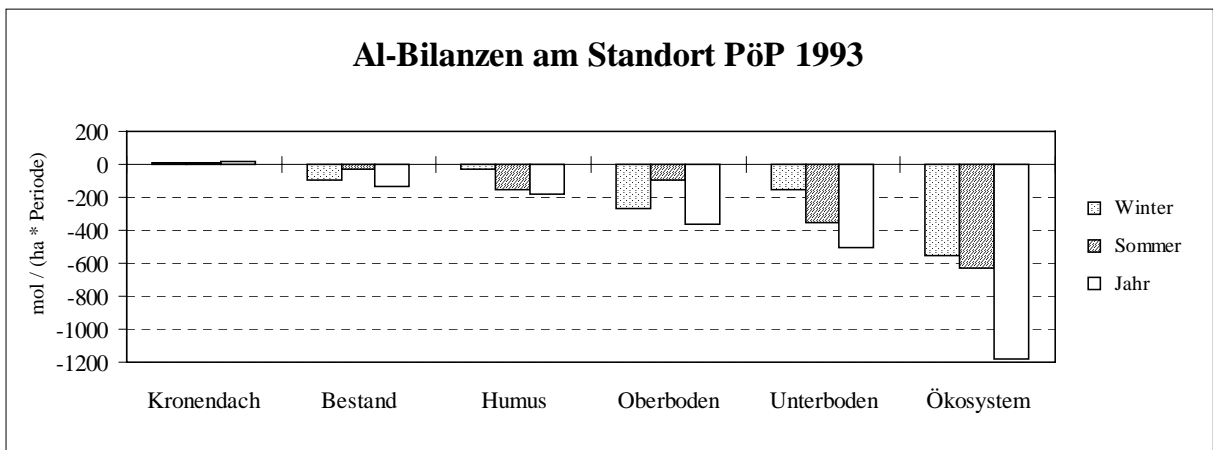


Abb. 5.2.1-2: Senken (+) und Quellen (-) des Aluminiums am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

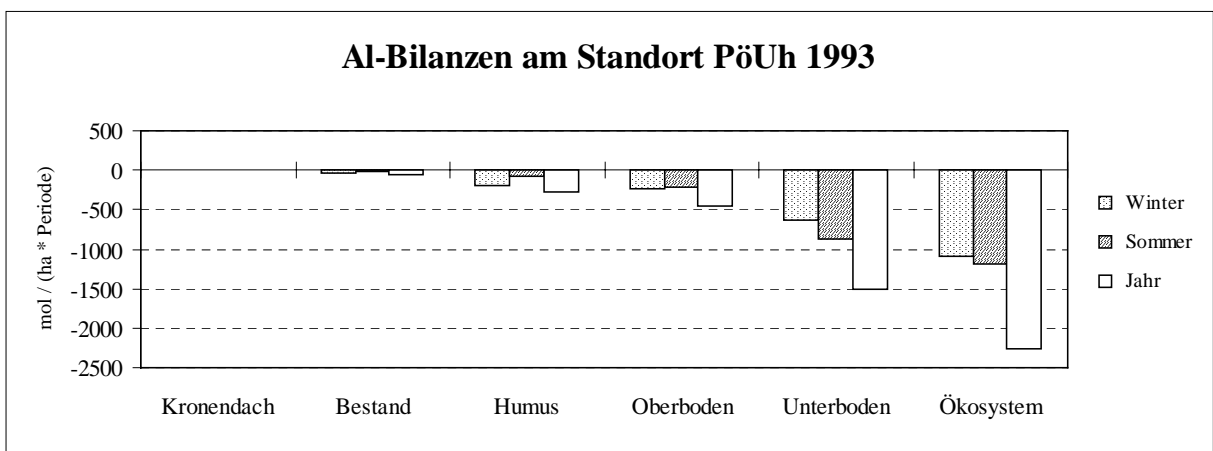


Abb. 5.2.1-3: Senken (+) und Quellen (-) des Aluminiums am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

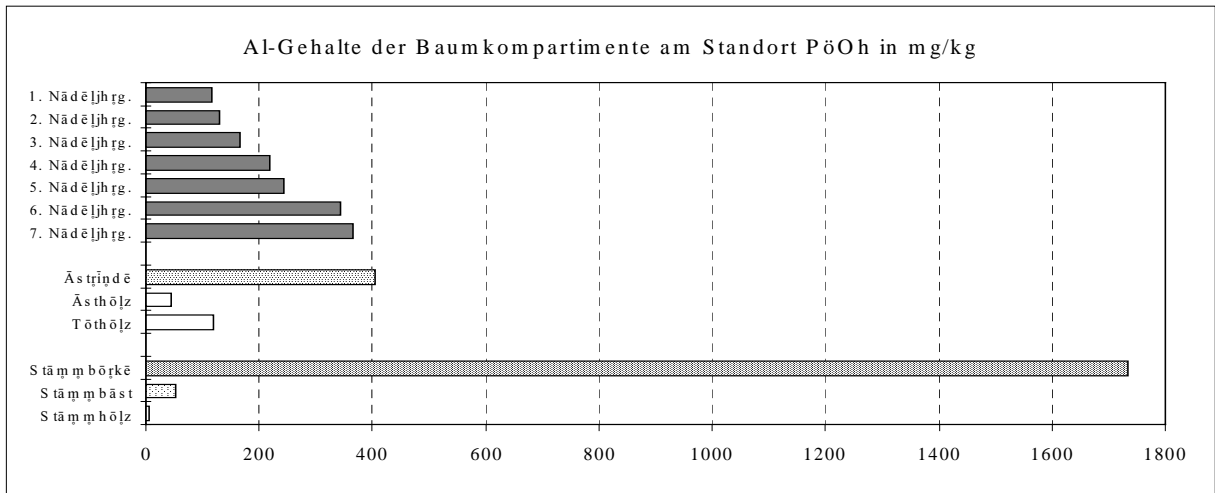


Abb. 5.2.1-4: Al-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

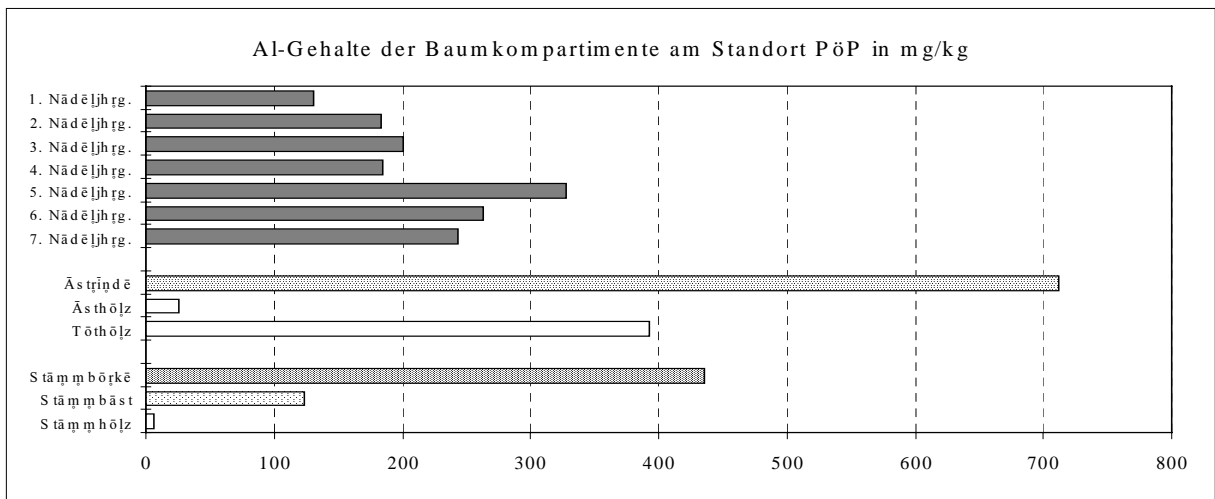


Abb. 5.2.1-5: Al-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

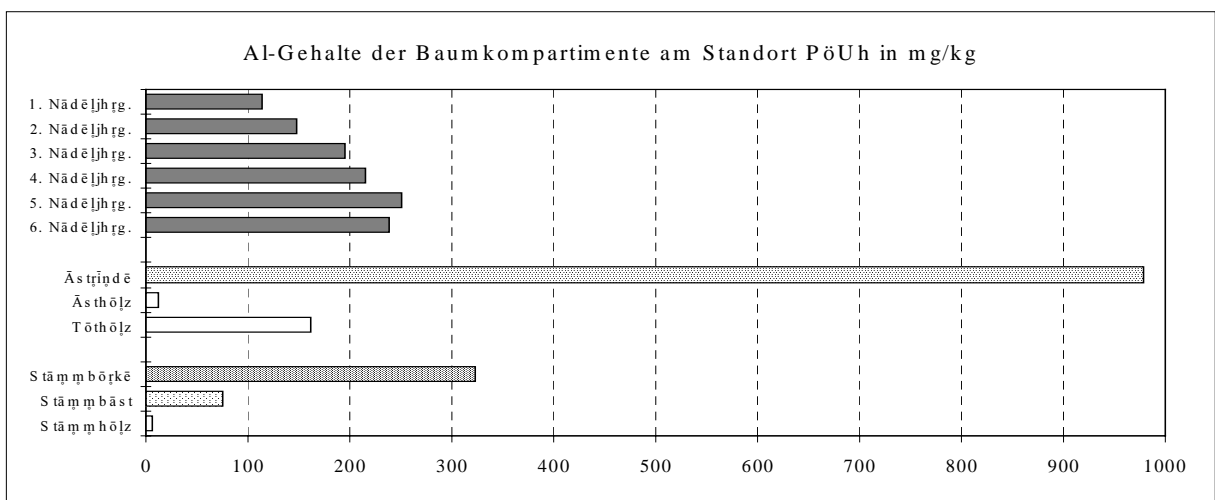


Abb. 5.2.1-6: Al-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5.2.2 Eisen

VORBEMERKUNGEN

Eisen stellt für die Pflanzen ein essentielles Schwermetall dar. So nimmt es im Wachstumsprozeß als eine Art „trigger“ (Eisen als Auslöser von Zellteilungsprozessen) eine Schlüsselstellung ein, spielt eine unersetzliche Rolle im Nucleinsäurestoffwechsel, beteiligt sich als Baustein des Enzyms Nitrogenase an der Reduktion des Luftstickstoffs in den Wurzelknöllchen der Leguminosen und ist vor allem an der Biosynthese von Farbstoffen, wie dem Chlorophyll, beteiligt. So kann der Chlorophyllgehalt der Blätter als ein Gradmesser für die Eisenversorgung angesehen werden (AMBERGER 1988).

In Waldökosysteme wird Eisen überwiegend in Form von Bodenstäuben eingetragen. WYTENBACH et al. (1985) heben die Bedeutung der Adsorption deponierten Eisens an den Fichtennadeloberflächen hervor. Nach Untersuchungsergebnissen von RAISCH (1983) weisen Äste und Zweige von Altfichten im Vergleich zu den Nadeln deutlich höhere Eisengehalte auf. Waldökosystemare Untersuchungen von MAYER & HEINRICHS (1981) ergaben im Kompartimentvergleich höchste Eisenanreicherungen in der organischen Auflage sowie vor allem in den Fein- und Feinstwurzeln.

In terrestrischen Böden liegt ein Großteil des Eisens in Form von Fe(III)-Oxiden, -Hydroxiden und -Oxidhydroxiden vor. Diese Fe(III)-Verbindungen besitzen eine hohe Stabilität. So treten Fe^{3+} -Ionen erst im pH-Bereich um 3 in der Bodenlösung auf. Das im pH-Bereich über 3 in der Bodenlösung auftretende Eisen besteht vorwiegend aus Fe^{2+} -Ionen oder Fe-Chelaten (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Niedrige pH-Werte und Redoxpotentiale sowie ein hoher Anteil an Chelatbildnern begünstigen die Eisenlösung.

Die Eisenaufnahme durch die Pflanzenwurzel erfolgt bevorzugt in Form von Fe^{2+} -Ionen und Fe-Chelaten. Fe^{3+} muß somit vor der Wurzelaufnahme erst zu Fe^{2+} reduziert werden. Um den Eisenbedarf der Pflanzen auch im physiologisch neutralen pH-Bereich von 5,6 zu decken, sondern Pflanzenwurzeln oder auch Mikroorganismen Protonen zur pH-Absenkung, reduzierende Substanzen sowie Chelatoren (Phytosiderophore) ab und verbessern so die Eisenverfügbarkeit im Nährmedium (BERGMANN 1993). Nach RÖMHELD & KRAMER (1983) variieren diese Mechanismen in ihrer Intensität mit der Pflanzenart. Innerhalb der Pflanze wird das Fe^{2+} wieder oxidiert, durch Citrat chelatisiert und als Fe^{3+} -Citrat verlagert. Da aber

für den pflanzlichen Stoffwechsel allein Fe^{2+} physiologisch relevant ist, muß Fe^{3+} wieder vom Komplex abgespalten und in den Blättern erneut reduziert werden (AMBERGER 1988). Hinsichtlich Aufnahme und Transport konkurriert Fe^{2+} mit anderen zweiwertigen Metallen, vor allem mit Ca^{2+} . Aber auch zweiwertige Schwermetalle wie Kupfer, Nickel, Cobalt, Zink, Chrom oder Mangan können die Eisenaufnahme der Pflanze erheblich mindern, indem sie Eisen aus dem Chelatkomplex verdrängen (BERGMANN 1993). Ihre Konkurrenzwirkung für das Eisen nimmt in der genannten Reihenfolge ab.

Zu pflanzentoxischen Konzentrationen an Eisen in Sickerwässern kommt es in der Natur selten. Am ehesten setzt dieser Fall unter reduzierenden Bedingungen, wie z. B. unter Einwirkung von Stauwasser, ein. Die kritische Obergrenze, ab der normalerweise eine Toxizität für Pflanzen zu beobachten ist, liegt nach STREIT (1994) bei Nährlösungen zwischen 5 und 200 mg Eisen je Liter.

Die Eisenkonzentration im Trinkwasser sollte nach STREIT (1994) 300 $\mu\text{g/l}$ nicht übersteigen. Der EU-Rat gibt in seiner Richtlinie über die Qualität von Wasser, welches für den menschlichen Gebrauch bestimmt ist (EG-Qualitätsnorm 80/778) einen Richtwert von 50 $\mu\text{g/l}$ und einen Grenzwert von 200 $\mu\text{g/l}$ als maximal vertretbare Eisenkonzentration an (HÜTTER 1992).

KOMPARTIMENTBILANZEN (Abb. 5.2.2-1 bis 5.2.2-3; Tab. 4.5.7, 4.5.19 u. 4.5.31)

Bei der Abschätzung der Interzeptionsdeposition wurde Eisen als ein essentieller, relativ schwer säurelöslicher pflanzlicher Mikronährstoff klassifiziert. Da davon auszugehen ist, daß ein bedeutender Teil des atmogenen Eiseneintrags längerfristig an den Pflanzenoberflächen adsorbiert bleibt, wurde der Interzeptionsanteil der Eisendeposition als Mittelwert aus einem maximalen und einem minimalen Interzeptionswert berechnet (Kapitel 4.4.2.2).

Abgesehen von den Kompartimenten Humusaufgabe und Unterboden zeigen die Kompartimente im Standortvergleich eine sehr gute Übereinstimmung hinsichtlich ihres tendenziellen Verhaltens.

Das **Kronendach** erweist sich an allen drei Standorten ganzjährig als schwach ausgeprägte Eisensenke in Höhe von 2 bis 4 Mol Eisen pro Hektar und Jahr. Übers Jahr betrachtet erfolgten 70 bis 80 % der Eisendeposition im Winterhalbjahr.

Die **Fichtenbestände** zeigen sich an allen drei Standorten ganzjährig als Eisenquelle, wobei der Eisenverlust im Winterhalbjahr zwei- bis viermal höher ist als im Sommerhalbjahr. Die höchsten Eisenverluste weist mit 33 Mol Eisen pro Hektar und Jahr der Plateau-Bestand (PöP) auf, eine Folge des orkanbedingten starken Streufallereignisses im Dezember 1993. Diesem Standort gegenüber betragen die Eisenjahresverluste des Unterhang-Bestandes (PöUh) 13 mol/ha und die des Oberhang-Bestandes (PöOh) 8 mol/ha. Bedeutendster Inputprozeß für die Bestände ist die Gesamtdeposition. So übersteigt sie die Pflanzenaufnahme (3 bis 7 mol · ha⁻¹ · a⁻¹) um das Vier- bis Neunfache im Untersuchungsjahr. Die Outputfracht verteilt sich mehr oder weniger gleichberechtigt auf die Stoffflüsse Bestandesniederschlag und Streufall.

Die **Humusauflage** zeigt im Standortvergleich unterschiedliches Verhalten gegenüber dem Eisen. Während sie am Quarzporphyr-Standort (PöOh) die weitaus bedeutendste Eisensenke des Waldökosystems darstellt, überwiegt an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) die Quellfunktion. Der konträre Bilanzunterschied zwischen den Humusauflagen des Quarzporphyr-Standorts und der Gneis-Standorte resultiert aus den deutlich verschiedenen Eisenausstragsraten mit dem Humussickerwasser. So sind aufs Untersuchungsjahr bezogen die Eisenfrachten des Humussickerwassers an den Gneis-Standorten fünfzehn- bis achtzehnmal höher als am Quarzporphyr-Standort. Daher hat auch die Pflanzenaufnahme des Eisens nur am Quarzporphyr-Standort eine relative Bedeutung als Outputprozeß der Humusauflage, obwohl die Absolutwerte der Pflanzenaufnahme aus der Humusauflage (0,5 bis 1 mol · ha⁻¹ · a⁻¹) an allen drei Standorten sehr ähnlich sind.

Der **Oberboden** verhält sich an allen drei Standorten ganzjährig als Eisensenke. An den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) stellt er sowohl im Sommerhalbjahr als auch im Gesamtjahr das mit Abstand bedeutendste Senkenkompartiment für Eisen in den Waldökosystemen dar. Diese positive Bilanz ist in erster Linie auf die hohen Eiseneinträge mit dem Humussickerwasser bei gleichzeitig geringen (PöP) bzw. nicht vorhandenen (PöOh u. PöUh) Eisenausträgen mit dem Sickerwasser in 20 cm Bodentiefe zurückzuführen. Da auch die Pflanzenaufnahme aus dem Oberboden nur einen geringen Eisenaustrag von 1 bis 3 Mol pro

Hektar und Jahr beinhaltet, schlägt sich der Eiseneintrag mit dem Humussickerwasser deutlich in der Oberbodenbilanz nieder. Dies erklärt auch die gegenüber den Gneis-Standorten wesentlich geringeren Eisengewinne des Oberbodens am Quarzporphyr-Standort (PöOh).

Oxidative Bodenbedingungen und pH-Werte zwischen 3,3 und 3,9 in den Humussickerwässern lassen die Schlußfolgerung zu, daß das gelöste Eisen überwiegend in Form wasserlöslicher Eisen-Chelate im Sickerwasser vorliegt (Ausführungen über den Einfluß der Redoxbedingungen auf die Eisenmobilität sowie über die Stabilität von Eisenoxiden s. Vorbemerkungen). Der hohe Eisenaustrag aus der Humusaufgabe der beiden Gneis-Standorte (PöP u. PöUh) könnte ein Hinweis auf eine erschöpfte Speicherkapazität oder auf einen gesteigerten Humusabbau in der organischen Auflage sein. Wie in Kapitel 5.1.1 bereits ausgeführt wurde, hemmen die vorgefundenen weiten C/N- und C/P-Verhältnisse der O_h-Lagen die mikrobielle Mineralisierung organischer Substanz und fördern somit das Auftreten niedermolekularer organischer Komplexbildner im Humussickerwasser. Zu diesen Stoffen gehören vor allem einfache aliphatische Carbonsäuren, Ketocarbonsäuren, aliphatische Hydroxycarbonsäuren, aromatische Hydroxycarbonsäuren, Dihydroxybenzole, Aldehyde, Polyphenole, Aminosäuren und niedermolekulare Fulvosäuren (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Da Eisen die Eigenschaft besitzt, sehr stabile Chelatkomplexe mit diesen Substanzen einzugehen, wird es zusammen mit ihnen in den Oberboden verlagert. Nicht vorhandene (PöOh u. PöUh) bzw. nur geringe (PöP) Eisenkonzentrationen im Sickerwasser des Mineralbodens zeigen, daß es im weniger sauren und an mineralischen Adsorptionsflächen reicheren Mineralboden zur Bindung der Eisenchelate kommt. Als mögliche Bindungsprozesse sind die Aggregation der Humusstoffe und/oder die Adsorption der Eisen-Chelate an mineralischen Oberflächen zu nennen.

Die Eisenkonzentrationen im Sickerwasser des **Unterbodens** (70 cm Bodentiefe) liegen an allen drei Standorten unterhalb der Nachweisgrenze ($NG_{Fe} = 0,064 \mu\text{g/g}$). Somit wurden keine meßbaren Eisenmengen über den Sickerwasserstrom aus den untersuchten Waldökosystemen ausgetragen. Aufgrund der geringen Eisenmobilität mit den Sickerwässern des Mineralbodens wird die Eisenbilanz des Unterbodens maßgeblich von dem Eisenoutput über die Pflanzenaufnahme bestimmt, obwohl sich dieser Stofffluß nur in der Größenordnung von 3 bis 6 Mol pro Hektar und Jahr - bezogen auf den gesamten Mineralboden - bewegt. Da die Verteilung der von den Pflanzen aus dem Boden aufgenommenen und in den oberirdischen Sproß verlagerten Elementfrachten in linearer Abhängigkeit von der Feinwurzelverteilung erfolgte, ergibt sich

für den relativ gering durchwurzelten Unterboden des Unterhang-Standorts (25 % der Feinwurzelmenge) kein relevanter Eisenaustrag. Demgegenüber werden dem mit 46 % der Feinwurzelmenge besser durchwurzelten Unterboden des Oberhang-Standorts (PöOh) über die Pflanzenaufnahme 3 Mol Eisen pro Hektar und Jahr entzogen, was - aufgrund der fehlenden Sickerwasserfrachten - gleichzeitig seiner Jahresbilanz entspricht. Der Unterboden des Plateau-Standorts (PöP) weist wegen des Eiseninputs von 14 Mol pro Hektar und Jahr mit dem Oberbodensickerwasser bei gleichzeitig geringen Eisenverlusten durch die Pflanzenaufnahme und fehlendem Eisenaustrag mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe eine schwach positive Eisenbilanz auf.

Die **gesamtökosystemare Bilanz** ist an allen drei Standorten nahezu identisch. Jahresgewinne in Höhe von 20 bis 29 Mol Eisen pro Hektar resultieren zu 75 bis 83 % aus Eisenanreicherungen im Winterhalbjahr. Da in keinem der drei untersuchten Waldökosysteme ein Eisenverlust über den Sickerwasseraustrag erfolgt, ergeben sich die positiven Bilanzen aus dem externen Eiseneintrag der Gesamtdeposition, geringfügig vermindert um den Eisenaustrag durch die Derbholznutzung.

Da auch im **Bachwasser** die Eisenkonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze liegen (Abb. 8-16), kann davon ausgegangen werden, daß in tieferen Bereichen der wasserungesättigten Zone keine nennenswerte Eisenmobilisierung erfolgt.

AKTUELLE Fe-ERNÄHRUNGSSITUATION DER BESTÄNDE (Abb. 5.2.2-4 bis 5.2.2-6)

Die wichtigsten Beobachtungen zum Verteilungsmuster der Eisengehalte in den Baumkompartimenten sind:

- Die Eisenkonzentrationen der Nadeln lassen im Altersvergleich der Nadeln keinen eindeutigen Trend erkennen. Zwar weisen an allen drei Standorten die ältesten Nadeln etwas höhere Eisengehalte auf als der jüngste Nadeljahrgang, doch ist ein stetig wachsender Eisengehalt mit zunehmendem Nadelalter nicht zu beobachten. Abgesehen von einem Extremwert im 5. Nadeljahrgang des Plateau-Standorts liegen die Eisengehalte der Nadeln an den Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) bei 60 bis 90 mg/kg und am Quarzporphyr-Standort (PöOh) zwischen 40 und 100 mg/kg.

- Der Stammbast weist auffallend geringe Eisenkonzentrationen auf. So liegen sie deutlich unterhalb der Nadelspiegelwerte und werden am Oberhang-Standort (PöOh) sogar von den Eisenkonzentrationen im Holz übertroffen.
- Die höchsten Eisengehalte zeigen die exponierten Baumkompartimente mit rauen Oberflächen, d. h. die Astrinde, die Stammborke und am Plateau-Standort (PöP) zusätzlich das Totholz, also das zum Teil rindenlose und damit schutzlos der Atmosphäre ausgesetzte Holz abgestorbener Äste.
- Das Totholz weist an allen drei Standorten einen deutlich höheren Eisengehalt auf als das von einer intakten Rinde umschlossene Ast- und Stammholz. So ist das Eisen am Oberhang-Standort (PöOh) achtmal, am Unterhang-Standort (PöUh) elfmal und am Plateau-Standort (PöP) achtundzwanzigmal höher im Totholz konzentriert als im geschützten Astholz.

Eisengehalte von 60 bis 70 mg/kg in den jüngsten Nadeln der drei Fichtenstandorte sind nach den Bewertungsstufen von HÜTTL (1992) als „mittel“ einzustufen, befinden sich jedoch im unteren Bereich des Konzentrationsintervalls dieser Bewertungsstufe. Geht man davon aus, daß ein kleiner Teil der Eisengehalte auf externe Eisenakkumulationen zurückzuführen ist (s. u.), dürfte die tatsächliche Eisenversorgung der Fichten nur knapp oberhalb der Eisenmangelgrenze liegen. Literaturstudien über normale und kritische Eisengehalte in der Trockensubstanz von Pflanzen unterstützen diese Bewertung. Nach BERGMANN (1993) bewegen sich die Eisengehalte in den Pflanzen im allgemeinen zwischen 50 und 200 mg/kg in der Trockensubstanz. Ferrophile Pflanzen können jedoch Eisenkonzentrationen bis 2000 mg/kg und mehr erreichen. Der kritische Wert für einen Eisenmangel liegt nach AMBERGER (1988) bei 50 mg/kg Pflanzentrockensubstanz. Allerdings muß bei der Angabe von kritischen Werten beachtet werden, daß nicht allein die Gesamtgehalte sondern vor allem die Form, in der das Eisen im Boden und in der Pflanze vorliegt, ausschlaggebend für die Eisenversorgung der Pflanze ist. So sind Eisenmangelchlorosen in der Regel nicht primär durch ein zu geringes Eisenangebot im Boden bedingt, sondern vorwiegend physiologisch durch Störung der Eisenaufnahme und des Eisentransports in der Pflanze. Unzureichende Eisenversorgung führt zu Chlorophyllmangelercheinungen (Chlorosen), die denen bei Magnesiummangel ähneln (STRASBURGER et al. 1983), und endet bei fortgesetzter Mangelsituation nekrotisch.

Die etwas höheren Eisenkonzentrationen der älteren Nadeljahrgänge können auf die längere Transpirationszeit der älteren Nadeln und/oder auf die Akkumulation von Eisendepositionen

zurückzuführen sein. Eine interne Verschiebung des Eisens von den jüngeren in die älteren Nadeln ist auszuschließen, da Eisen als essentieller Nährstoff insbesondere in den physiologisch aktivsten Baumkompartimenten, also in den jüngsten Nadeln, benötigt wird. Darüber hinaus gilt Eisen als nicht oder nur gering beweglich in den Siebzellen des Phloems. So beschreibt AMBERGER (1988), daß es in den Siebröhren der Pflanze zur Ausfällung von Eisenphosphaten kommt, als Folge eines hohen Phosphorangebots in den Siebzellen. Eine ähnliche inaktivierende Wirkung haben Bicarbonat- und Hydroxylionen auf Eisen. Ebenso spricht die Tatsache, daß Eisenmangel sich in einer Chlorose der jüngsten Blätter manifestiert, für die geringe Beweglichkeit des Eisens in der Pflanze. EPSTEIN (1971, zitiert in STRASBURGER et al. 1983) stuft die Beweglichkeit des Eisens im Phloem als mäßig ein, vergleichbar mit der von Mangan, Zink, Kupfer und Molybdän. BERGMANN (1993) schreibt, daß aus den älteren Blättern praktisch kein Eisen in jüngere verlagert wird. Eisenmangel ist daher auch stets an den jüngsten Blättern zu beobachten. Nur in sehr schweren Fällen greift er auch auf die älteren Blätter über.

Äußerst gravierend scheint die externe Eisenakkumulation auf den rauhen Pflanzenoberflächen zu sein. Darauf weisen die gegenüber den Nadelspiegelwerten um bis zu dreizehnfach höheren Eisengehalte der Stammborke und die zum Teil noch höheren Gehalte der Astrinden hin. Auch das exponierte Holz toter Äste ist anscheinend von einer hohen Eisenadsorption betroffen.

ZUSAMMENFASSUNG Fe-HAUSHALT

Vorwiegend durch partikuläre Interzeption bedingte externe Eiseneinträge in Höhe von 25 bis 30 Mol pro Hektar und Jahr führen bei gleichzeitig geringen Eisenverlusten durch die Derbholznutzung und nicht vorhandenem Eisenaustrag über das Sickerwasser in allen drei untersuchten Waldökosystemen zur Eisenanreicherung. Als markanteste Senkenkompartimente für das Eisen erweisen sich am Quarzporphyr-Standort (PöOh) die Humusauflage und an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) der Oberboden. An den beiden letztgenannten Standorten scheint die ursprüngliche Senkenfunktion der Humusauflage für Eisen in eine Quellfunktion umgeschlagen zu sein. Die Baumbestände verhalten sich an allen drei Standorten als Eisenquelle, wobei sich die Outputfracht in etwa gleichberechtigt auf die Stoffflüsse Bestandesniederschlag und Streufall verteilt. Der Eisenumsatz im Unterboden ist gering auf-

grund sehr niedriger bzw. unterhalb der Nachweisgrenze befindlicher Eisenkonzentrationen im Sickerwasser der Mineralböden. Lediglich das Sickerwasser in 20 cm Bodentiefe am gekalkten Plateau-Standort (PöP) weist eine geringe Eisenfracht von $14 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auf. Da das Humussickerwasser hohe Eisenkonzentrationen aufweist, ist anzunehmen, daß die Eisenaufnahme der Pflanzen aus dem Boden vorwiegend in der Humusaufgabe erfolgt. Allerdings verstehen es die Pflanzen auch, selbst unter ungünstigen Lösungsbedingungen dem Mineralboden Eisen zu entziehen, wie einleitend in diesem Kapitel bereits beschrieben worden ist. Das Fehlen quantitativ bedeutsamer Eisenionen im Mineralbodensickerwasser ist ein Hinweis, daß das Säurepuffergeschehen im Mineralboden unterhalb 20 cm Tiefe noch nicht durch die Auflösung von Eisenhydroxiden bestimmt wird.

Hohe Eisengehalte der exponierten Baumkompartimente Astrinde, Stammborke und Totholz weisen auf eine bedeutende Akkumulation externer Eiseneinträge auf den rauhen Pflanzenoberflächen hin. Auf den relativ glatten Nadeloberflächen scheint, wenn überhaupt, dann nur eine schwache Eisenadsorption stattzufinden.

Ohne Abzug eventueller externer Eisenakkumulationen sprechen die Spiegelwerte des jüngsten Nadeljahrganges an allen drei Untersuchungsstandorten für eine „mittlere“ Eisenversorgung der Fichten. Da die Nadelspiegelwerte jedoch im unteren Bereich dieser Bewertungsstufe liegen, ist anzunehmen, daß die tatsächliche Versorgungslage etwas schlechter ausfällt, selbst wenn der pflanzenphysiologisch unbedeutende externe Eisenanteil nur gering sein sollte. So muß davon ausgegangen werden, daß die tatsächliche Eisenversorgung in allen drei Beständen nur knapp oberhalb der Eisenmangelgrenze liegt.

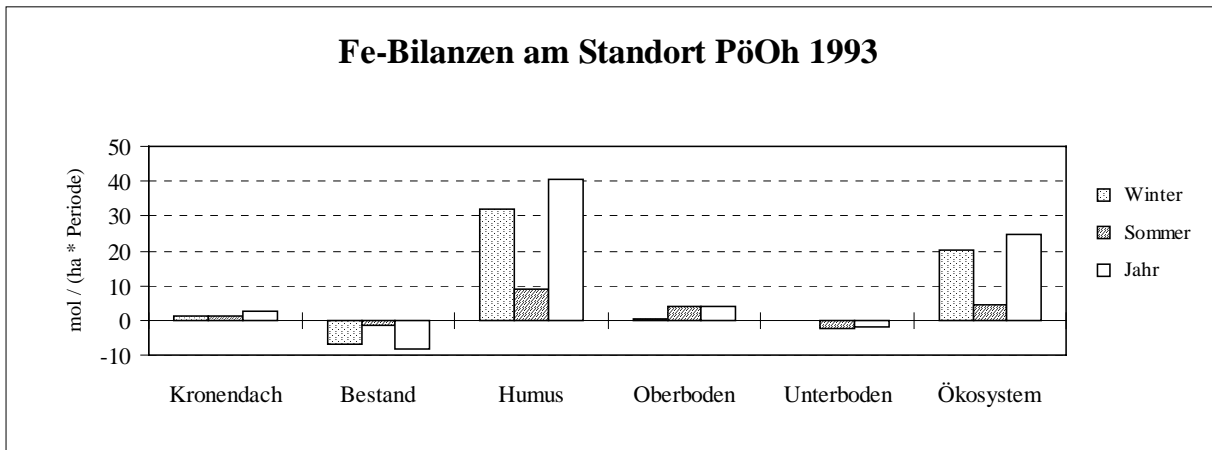


Abb. 5.2.2-1: Senken (+) und Quellen (-) des Eisens am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

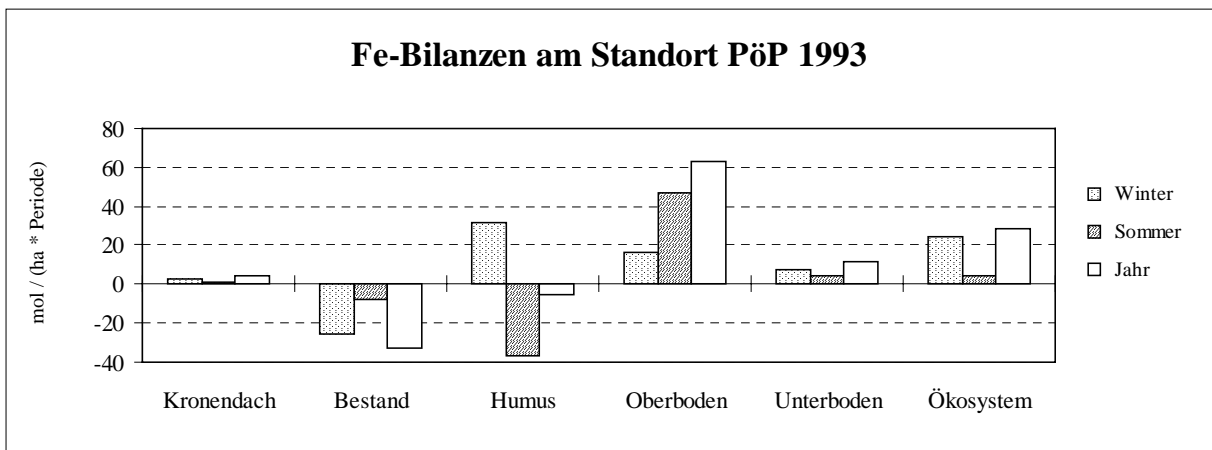


Abb. 5.2.2-2: Senken (+) und Quellen (-) des Eisens am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

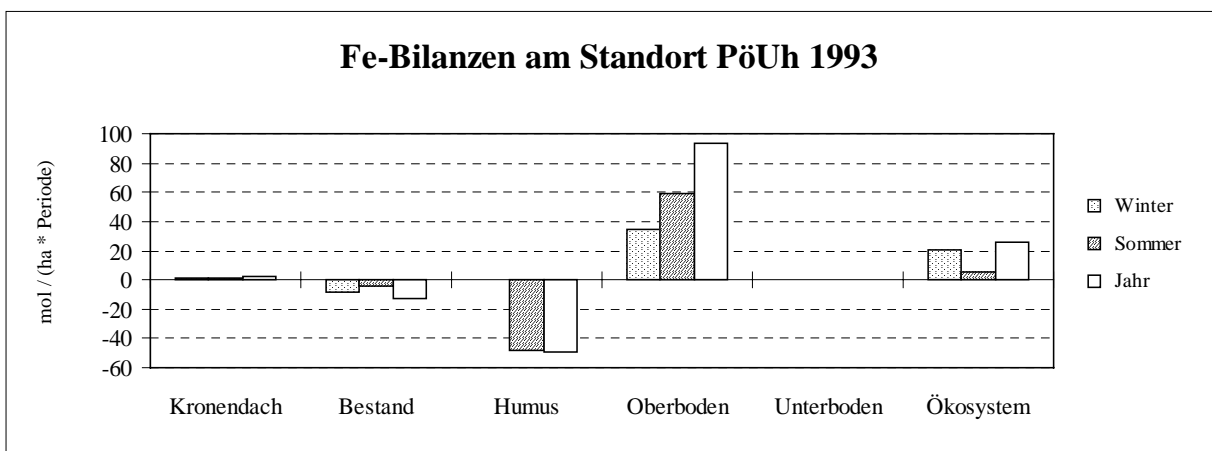


Abb. 5.2.2-3: Senken (+) und Quellen (-) des Eisens am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

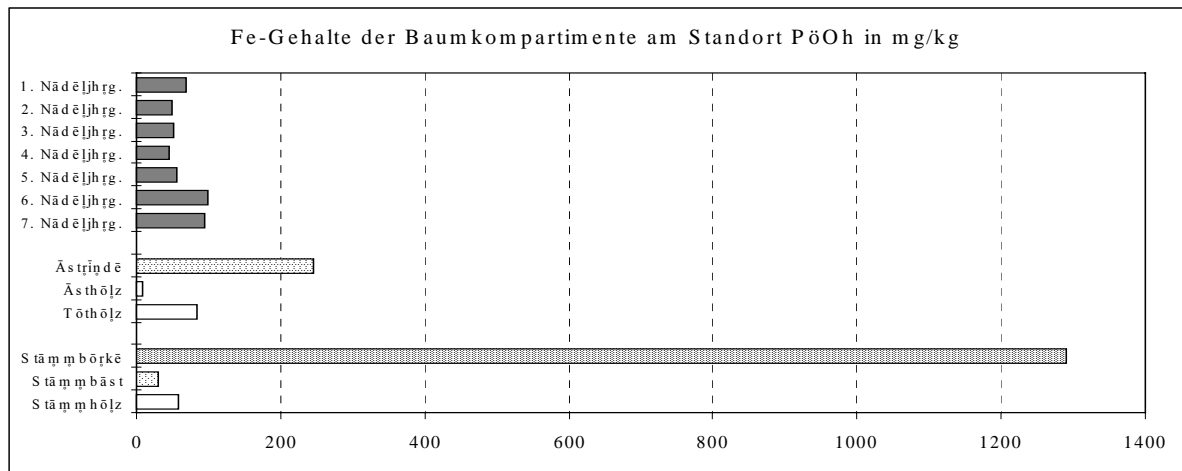


Abb. 5.2.2-4: Fe-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

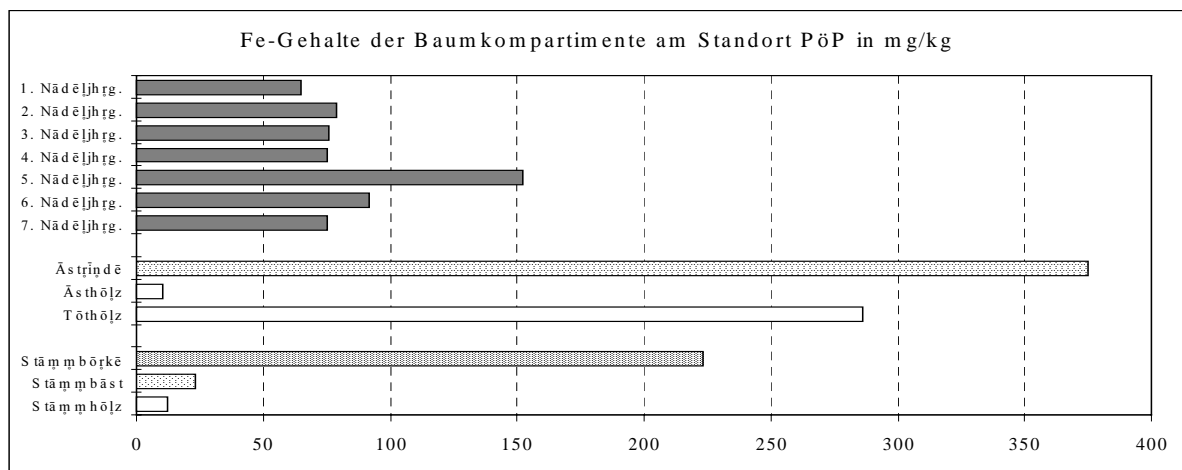


Abb. 5.2.2-5: Fe-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

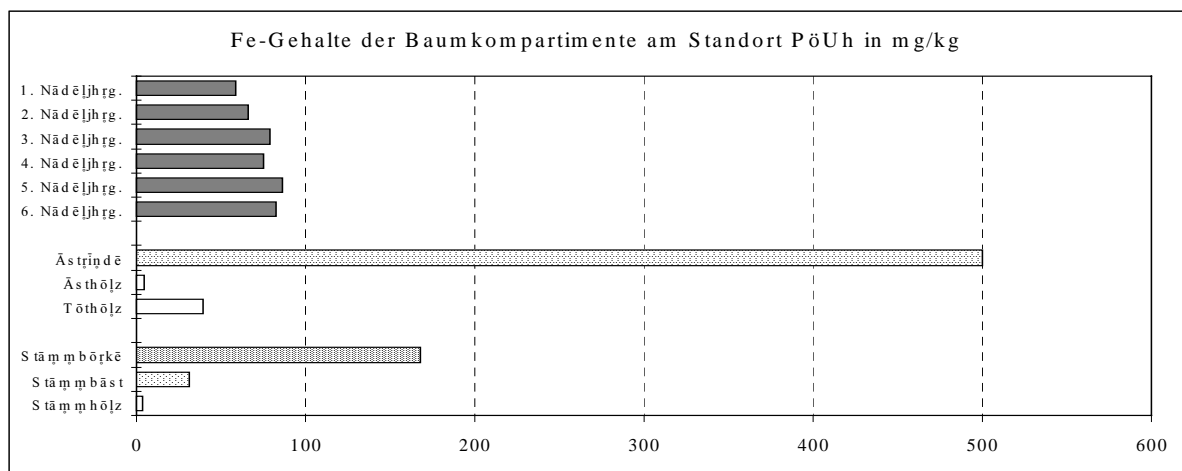


Abb. 5.2.2-6: Fe-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5.2.3 Mangan

VORBEMERKUNGEN

Wie das Eisen, so gehört auch Mangan zu den essentiellen Schwermetallen. Seine wichtigsten Funktionen bestehen in der Aktivierung zahlreicher Enzyme (MENGEL 1991) und in der Beteiligung an der Chlorophyllsynthese.

In Waldökosysteme wird Mangan überwiegend in Form von Bodestäuben trocken eingetragen. Weitere bedeutende Emissionsquellen für Mangan sind nach MAYER (1981) Rauch und Staub von Stahlwerken, Flugaschen der Kohle- und Müllverbrennung sowie Staubteilchen von biologischen Materialien. SCHMIDT (1987) konnte an Fichten des Sollings zeigen, daß auf Pflanzenoberflächen trocken deponiertes Mangan größtenteils wieder abgewaschen wird. ULRICH et al. (1979) halten die Assimilation löslich deponierten Mangans durch die Nadeln und/oder durch Mikroorganismen auf den Nadeloberflächen für möglich.

Im Boden liegt gebundenes Mangan ebenso wie das Eisen in Oxiden bzw. Hydroxiden, Silikaten, Carbonaten, metallorganischen Komplexen und in austauschbarer Bindung vor (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Das im Silikatgitter in zweiwertiger Form vorliegende Mangan wird nach seiner Freisetzung im Boden in Manganoxide höherer Oxidationsstufen umgewandelt. Hierbei treten am häufigsten Mischoxide mit unterschiedlichen Anteilen von Mn(II), Mn(III) und Mn(IV) auf. An der Oxidation von Mn(II,III) bzw. der Reduktion von Mn(III,IV) in Böden sind Mikroorganismen beteiligt (SCHINNER & SONNLEITNER 1997). Die Löslichkeit von Mangan steigt mit sinkendem pH-Wert und Redoxpotential. In dem sauren pH-Bereich, in dem sich die untersuchten Waldböden befinden, liegt das Mangan fast ausschließlich als Mn^{2+} in der Bodenlösung vor. Unter neutralen und alkalischen Bedingungen bestimmen lösliche organische Komplexe die Löslichkeit des Mangans (SCHINNER & SONNLEITNER 1997), allerdings ist nach KÖNIG et al. (1986) die Stabilität manganorganischer Komplexe nicht sehr hoch.

Bedeutsam für die unmittelbare Ernährung der Pflanzen ist das aktive zweiwertige Mangan, d. h. die Summe aus im Wasser gelöstem, austauschbar gebundenem und leicht reduzierbarem Mangan (AMBERGER 1988). Von den Pflanzen wird Mangan in Form des Mn^{2+} -Ions sowie als gelöster organischer Komplex aufgenommen (MENGEL 1991). Dabei konkurriert es mit Magnesium, Calcium und Eisen. Bei hoher Verfügbarkeit in der Bodenlösung kann Mangan

über den physiologischen Bedarf hinaus von der Pflanze absorbiert werden. Ein ungünstiges Aufnahmemilieu im Boden können die Pflanzenwurzeln durch Abscheidung von Protonen (pH-Absenkung in der Rhizosphäre) und reduzierenden Substanzen (z. B. Phenolen) verbessern (AMBERGER 1988). Aufgrund seiner physiologischen Bedeutung wird Mangan hauptsächlich in die Assimilationsorgane verlagert. Eine Mangananreicherung in älteren Nadeljährgängen findet nicht statt (SCHMIDT 1987).

Die Gefahr einer Mangantoxizität ist auf sauren Böden am größten. Manganüberschuß kann einen Mangel an Eisen, Magnesium und Calcium induzieren, besonders kann der Calciumtransport zu den Wachstumsspitzen behindert sein (MENGEL 1991). Toxische Mangankonzentrationen führen zu Chlorosen, da es zur Photooxidation des Chlorophylls und zur Zerstörung der den Farbstoff umgebenden Proteinhülle kommen kann (AMBERGER 1988).

Gemäß der EG-Norm 80/778 und der WHO (1993) sollte die Mangankonzentration im Trinkwasser 20 µg/l nicht übersteigen (Richtwert). Die zulässige Höchstkonzentration (Grenzwert) für Mangan in Trinkwasser wurde vom EU-Rat bei 50 µg/l festgesetzt (HÜTTER 1992).

KOMPARTIMENTBILANZEN (*Abb. 5.2.3-1 bis 5.2.3-3; Tab. 4.5.8, 4.5.20 u. 4.5.32*)

Obwohl Mangan ein Schwermetall ist, verhält es sich im Ökosystem ähnlich wie die Hauptnährelemente. Daher wurde zur Berechnung der Interzeptionsdeposition von Mangan der von ULRICH (1983 u. 1991) sowie BREDEMEIER et al. (1988) für Makroelemente entwickelte Weg zur Abschätzung der Interzeptionsdeposition auf Grundlage der meßbaren Stoffflüsse mit Freiland- und Bestandesniederschlag angewandt (Kapitel 4.4.2).

Das **Kronendach** verhält sich an allen drei Standorten ganzjährig als Manganquelle, wobei die Manganverluste im Winterhalbjahr etwas höher ausfallen als im Sommerhalbjahr. Im Gesamtjahr betragen sie 10 bis 20 Mol pro Hektar. Gegenüber den Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) sind die Manganverluste am Quarzporphyr-Standort (PöOh) etwas niedriger.

Auch die **Bestandesbilanz** zeigt im Standortvergleich annähernd Übereinstimmung. Deutlichen Manganverlusten im Winterhalbjahr stehen Mangangewinne im Sommerhalbjahr gegenüber. Hierbei ergibt sich für die beiden Hang-Standorte (PöOh u. PöUh) eine positive Jahresbilanz in Höhe von 4 (PöUh) bzw. 9 (PöOh) Mol pro Hektar, während der Plateau-Bestand

(PöP) insgesamt leichte Manganverluste von 7 Mol pro Hektar und Jahr aufweist. Im Kompartimentsvergleich stellt der Bestand an den beiden Hang-Standorten die bedeutendste Mangansenke der Waldökosysteme dar. Als Inputprozeß dominiert mit 29 bis 39 Mol pro Hektar und Jahr in allen drei Beständen die Pflanzenaufnahme. Der Manganaustrag verteilt sich in etwa gleich stark auf die beiden Stoffflüsse Bestandesniederschlag und Streufall.

Die **Humusauflage** verhält sich hinsichtlich ihres Manganhaushaltes unterschiedlich im Standortvergleich. Während sie am Oberhang-Standort (PöOh) sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr als schwach ausgeprägte Manganquelle fungiert, überwiegt an den beiden Gneis-Standorten die Senkenfunktion. Am Plateau-Standort (PöP) bildet sie sogar mit Mangangewinnen von über 30 Mol pro Hektar und Jahr die bedeutendste Mangansenke des Waldökosystems. Der Manganeintrag in die Humusauflage vollzieht sich zu ähnlich hohen Anteilen über Fest- (Streufall) und Flüssigphase (Infiltration). Der Manganaustrag erfolgt zu rund 80 bis 90 % über das Humussickerwasser und entsprechend zu 10 bis 20 % über die Pflanzenaufnahme.

Der **Mineralboden** verhält sich an allen drei Standorten deutlich als Manganquelle. Im gesamten Jahr verlor der Oberboden 6 bis 27 und der Unterboden 4 bis 27 Mol Mn je Hektar. Am gekalkten Plateau-Standort stellt der Oberboden das bedeutendste Quellkompartiment für Mangan im Waldökosystem dar, während am Quarzporphyr-Standort (PöOh) dem Unterboden diese Rolle zukommt. Ein Vergleich der beiden Bodenoutput-Prozesse „Manganaustrag mit dem Sickerwasser“ und „Manganaustrag durch die Pflanzenaufnahme“ zeigt, daß im Oberboden 32 bis 86 % und im Unterboden 40 bis 78 % des Manganverlustes über den Austrag mit dem Sickerwasser erfolgt.

Da in der Bodenlösung sowie an Austauschern und in metallorganischen Komplexen nur Mn^{2+} -Ionen vorkommen, ist der Lösungsvorgang höherwertiger Mangan-Mischoxide mit Reduktionsprozessen gekoppelt. Hierbei kommt es zum Protonenverbrauch (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Aufgrund des geringen Manganoxidanteils im Boden wird jedoch dem Manganoxid kein eigener Pufferbereich zugeordnet. Nach ULRICH (1987/88) nimmt die Fähigkeit eines Bodens, Mn^{2+} -Ionen in der Festphase zu binden, im pH-Bereich zwischen 5 und 4 stark ab, und er verliert sie bei pH-Werten unter 4 vollends. Die zu einem großen Teil auf dem Sickerwasseraustrag beruhenden negativen Manganbilanzen der untersuchten

Mineralböden zeigen, daß der Prozeß der Manganauswaschung an allen drei Untersuchungsstandorten im Gange ist.

Die **gesamtökosystemare Bilanz** für das Mangan fällt an allen drei Standorten ganzjährig deutlich negativ aus. Aufgrund der Pflanzenaufnahme sind die Verluste im Sommerhalbjahr höher als im Winterhalbjahr. So entfallen ein bis zwei Fünftel des gesamten Manganaustrags auf die Derbholznutzung. Im Standortvergleich weist der Quarzporphyr-Standort (PöOh) mit Manganverlusten von 57 Mol pro Hektar und Jahr eine dreifach höhere Verarmung auf als die beiden Gneis-Standorte (PöP u. PöUh).

Die Manganfrachten im Sickerwasser an der Untergrenze des Wurzelraums sind um Faktor 1,4 (PöP), 2 (PöUh) bzw. 6 (PöOh) höher als die Frachten im **Bachwasser**. Dies deutet auf Manganausfällungen und/oder -adsorptionsprozesse unterhalb der Wurzelzone hin, vor allem am Quarzporphyr-Standort (PöOh). Es ist anzunehmen, daß die Mn^{2+} -Ionen in weniger sauren Bereichen des Sickerwasserleiters wieder oxidiert und erneut als Mangan-Mischoxid abgeschieden werden. So bewirkt eine pH-Werterhöhung um eine Einheit ungefähr eine hundertfache Abnahme der Mn^{2+} -Ionen in der Lösung (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Der zeitliche Verlauf der Mangankonzentrationen zeigt, daß die Diskrepanz zwischen den Sickerwässern und dem Bachwasser ganzjährig besteht. Trotz der Manganretention im tieferen Sickerwasserleiter übersteigen die Mangankonzentrationen des Bachwassers (Abb. 8-21) den EU-Grenzwert für Trinkwasser (s. Vorbemerkungen) um Faktor 1,5 bis 2,5 im Untersuchungsjahr.

AKTUELLE Mn-ERNÄHRUNGSSITUATION DER BESTÄNDE (Abb. 5.2.3-4 bis 5.2.3-6)

Das Verteilungsmuster der Mangangehalte in den Baumkompartimenten ist im Standortvergleich sehr ähnlich und soll in seinen deutlichsten Eigenschaften nachfolgend beschrieben werden:

- Die Mangangehalte in den Nadeln liegen zwischen 300 und 900 mg/kg.
- Im Standortvergleich weist der Quarzporphyr-Standort (PöOh) die beste Manganversorgung der Nadeln auf, der Unterhang-Standort (PöUh) die geringste.

- An den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) ist ein Trend wachsender Mangangehalte mit zunehmendem Nadelalter zu beobachten. An allen drei Standorten weisen die älteren Nadeln deutlich höhere Mangangehalte auf als der jüngste Nadeljahrgang.
- Die Mangangehalte des Stammbastes sind denen der Nadeln in etwa vergleichbar. Am Oberhang-Standort (PöOh) zeigt der Stammbast sogar die höchsten Mangangehalte im Kompartimentsvergleich.
- Im Vergleich zur lebenden Rinde (Bast) weist die tote Stammborke deutlich geringere Mangangehalte auf.
- Die niedrigsten Mangankonzentrationen befinden sich im Holz, wobei die Mangangehalte des Totholzes nochmals deutlich geringer sind als jene des von einer intakten Rinde geschützten Holzes lebender Baumbestandteile.

Nach den Bewertungskriterien von HÜTTL (1992) ist die Manganversorgungslage der Fichten an allen drei Standorten als gering einzustufen. So weisen nach HÜTTL im Falle einer normalen Manganversorgung Fichtennadeln des jüngsten Nadeljahrganges Mangangehalte von 1000 bis 2000 mg/kg Trockenmasse auf. Eine unzureichende Manganversorgung führt nach AMBERGER (1988) zur Unterbrechung der Chlorophyllbildung und damit zu einer Hemmung der Photosynthese. Da in der Bodenlösung ein ausreichendes Manganangebot vorliegt - wie die Manganausträge mit dem Sickerwasser zeigen (s. o.) - ist aufgrund der geringen Nadelspiegelwerte anzunehmen, daß die Manganaufnahme der Pflanze behindert ist. Ursache hierfür können Ionenantagonismen bei der Wurzel Aufnahme, Wurzelschäden als auch Störungen bei der Mangantranslokation in oberirdische Pflanzenteile sein.

Trotz der geringen Manganversorgung der Nadeln weisen die stoffwechselaktivsten jüngsten Nadeln deutlich niedrigere Mangangehalte auf als die älteren Nadeljahrgänge. Somit kann eine quantitativ bedeutsame interne Manganverlagerung von den älteren zu den jüngeren Nadeln zur Kompensation des Manganmangels ausgeschlossen werden. Diese Interpretation deckt sich mit Ergebnissen aus der Literatur. Nach EPSTEIN (1971) und MENGEL (1991) gilt Mangan als nur mäßig beweglich bis immobil innerhalb des Phloems der Pflanze. In diesem Zusammenhang wären die hohen Mangankonzentrationen im Bast als Akkumulation von Manganausfällungen im Phloem zu erklären. So ist bekannt, daß ein Teil der anorganischen Ionen vom Xylem oder Parenchym kommend transversal in die Assimilatleitbahnen des Phloems eindringen kann (STRASBURGER et al. 1983).

Eine weitere Erklärungsmöglichkeit für die geringen Manganwerte der jüngsten Nadeln wären erst im Untersuchungsjahr eingetretene oder intensiviertere Leachingvorgänge. Abwasch- und Küvettenversuche von SCHMIDT (1987), die an Fichten des Sollings durchgeführt wurden, zeigen, daß Mangan im Vergleich zu den Schwermetallen Eisen, Kupfer, Zink, Cobalt, Cadmium, Blei und Chrom am stärksten aus den Fichtennadeln ausgewaschen wird. Der Leachingeffekt betrifft insbesondere die jüngsten Nadeln, da an ihrer Oberfläche der Stoffaustausch am intensivsten ist.

Von einer bedeutungsvollen Akkumulation externer Manganablagerungen auf den Nadeloberflächen kann abgesehen werden. So zeigten die oben genannten Abwasch- und Küvettenversuche von SCHMIDT (1987), daß auf Pflanzenoberflächen trocken deponiertes Mangan zum größten Teil wieder abgewaschen wird. Während SCHMIDT im Sommerhalbjahr eine verstärkte Adsorption atmosphärischen Mangans auf einjährigen Fichtennadeln beobachten konnte, wurde das außerhalb der Vegetationszeit deponierte Mangan vollständig über den Niederschlag abgewaschen.

Die höheren Mangangehalte im geschützten Holz intakter Baumbereiche gegenüber denen im zum Teil exponierten Holz toter Baumpartien könnten ihre Ursache im Leachingeffekt, also in der Auswaschung von Mangan aus dem ungeschützten Totholz durch saure Niederschläge, haben. Eine längerfristige Speicherung von Mangandepositionen auf Zweigen und Ästen von Fichten findet nach SCHMIDT (1987) nicht statt. Darauf weisen auch die im Vergleich zur geschützten Rinde (Bast) deutlich niedrigeren Mangangehalte der toten Stammborke hin.

ZUSAMMENFASSUNG Mn-HAUSHALT

Der Manganhaushalt der untersuchten Waldökosysteme steht ganz im Zeichen eines ganzjährigen Manganverlustes. Die höheren Verluste im Sommerhalbjahr deuten darauf hin, daß der ökosystemare Manganaustrag durch die Derbholznutzung neben der Manganauswaschung mit dem Sickerwasser eine bedeutende Rolle spielt. Während die ökosystemaren Manganverluste an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) etwa 20 Mol pro Hektar und Jahr betragen, sind sie am Quarzporphyr-Standort (PöOh) mit knapp 60 Mol deutlich stärker ausgeprägt. Auch die bilanzierten Kompartimente „Kronendach“, „Oberboden“ und „Unterboden“ verhalten sich ganz überwiegend als Manganquellen. Eine verlässliche Mangansenke stellt hingegen an allen drei Standorten der Fichtenbestand im Sommerhalbjahr dar, aufgrund

einer quantitativ bedeutsamen Pflanzenaufnahme. Die Humusaufgabe zeigt unstetes Verhalten. Während sie am Quarzporphyr-Standort als schwache Manganquelle fungiert, überwiegt an den beiden Gneis-Standorten die Senkenfunktion. Am Plateau-Standort bildet sie sogar übers Jahr betrachtet die bedeutendste Mangansenke.

Trotz einer Manganretention unterhalb des Wurzelraums übersteigen die Mn-Konzentrationen des Pöbelbachs den Trinkwassergrenzwert nahezu konstant um Faktor 1,5 bis 2,5.

Eine aufgrund der Nadelspiegelwerte als „gering“ einzustufende Manganversorgungslage der Fichten läßt bei gleichzeitigem Überangebot an gelöstem Mangan im Sickerwasser auf eine gestörte Manganaufnahme oder -translokation schließen.

Deutlich niedrigere Mangankonzentrationen in den stoffwechselaktivsten Nadeln gegenüber den älteren deuten bei einer gleichzeitig bestehenden geringen Manganversorgungslage darauf hin, daß ein nennenswerter Manganaustausch zwischen den Nadeln nicht stattfindet.

Eine geringe Manganspeicherung im Holz sowie Leachingprozesse bewirken vermutlich die im Vergleich der Baumkompartimente deutlich geringsten Mangangehalte im exponierten Holz toter Baumpartien.

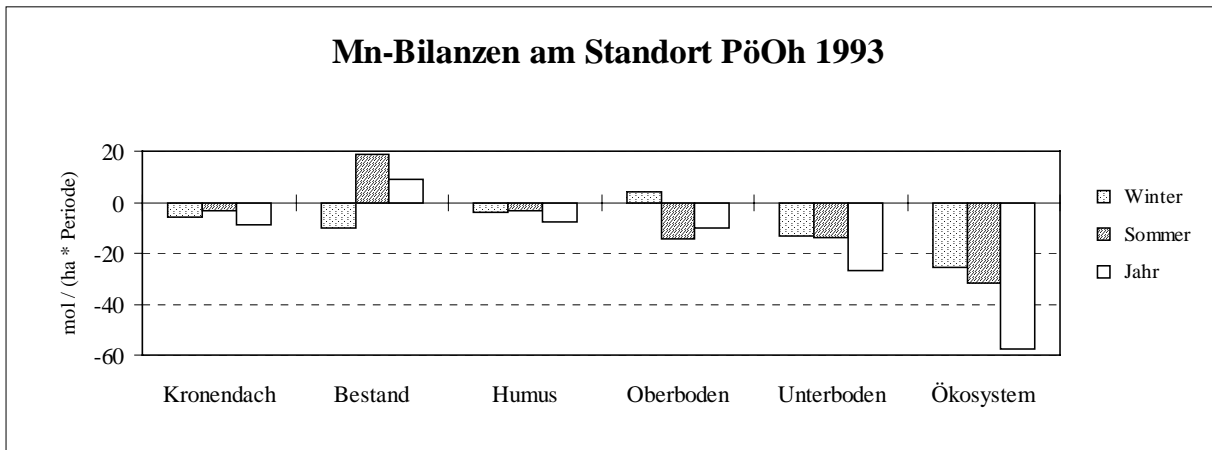


Abb. 5.2.3-1: Senken (+) und Quellen (-) des Mangans am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

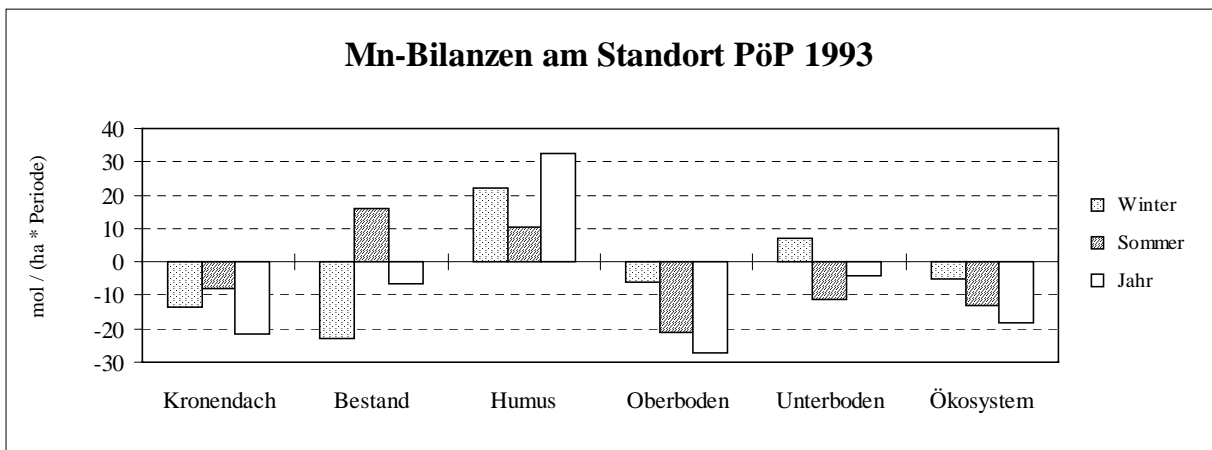


Abb. 5.2.3-2: Senken (+) und Quellen (-) des Mangans am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

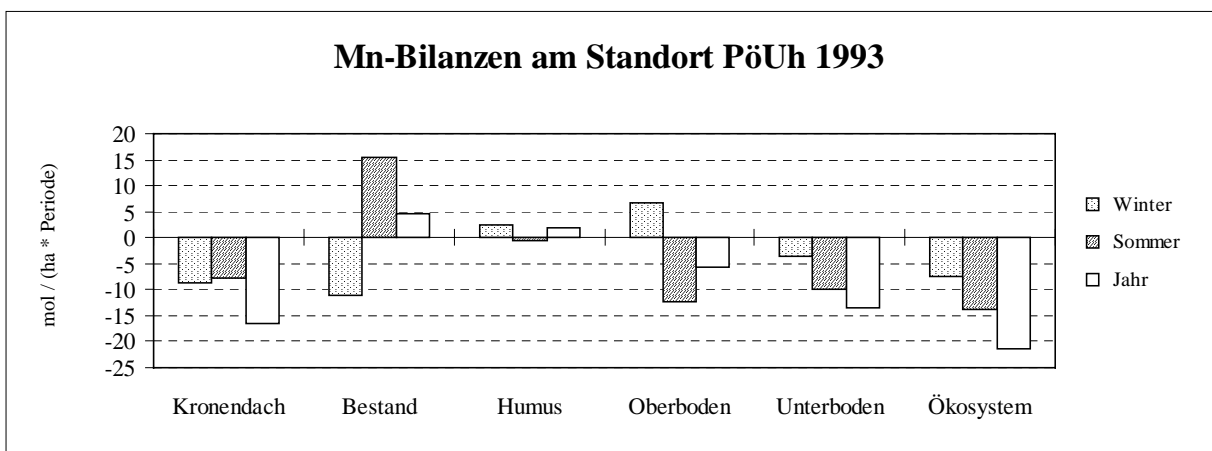


Abb. 5.2.3-3: Senken (+) und Quellen (-) des Mangans am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

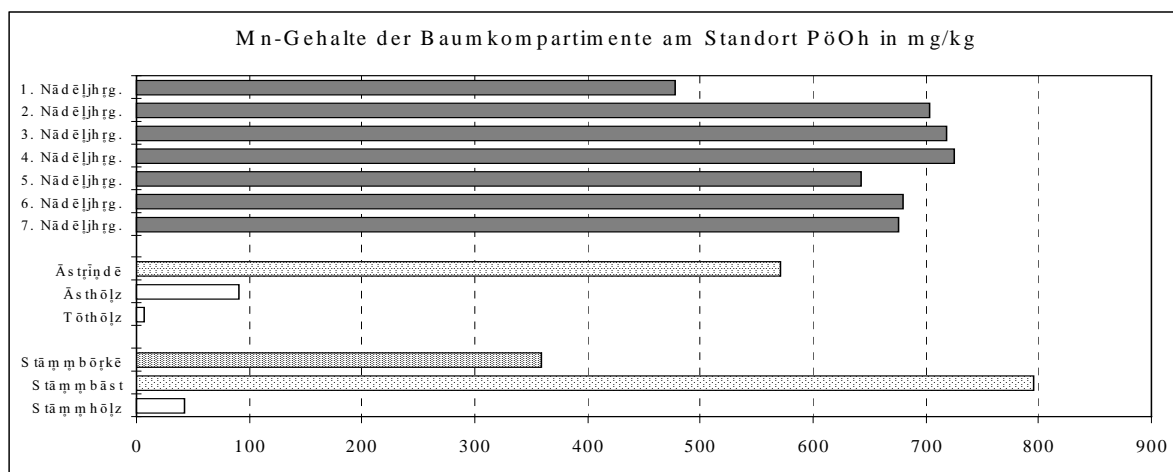


Abb. 5.2.3-4: Mn-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

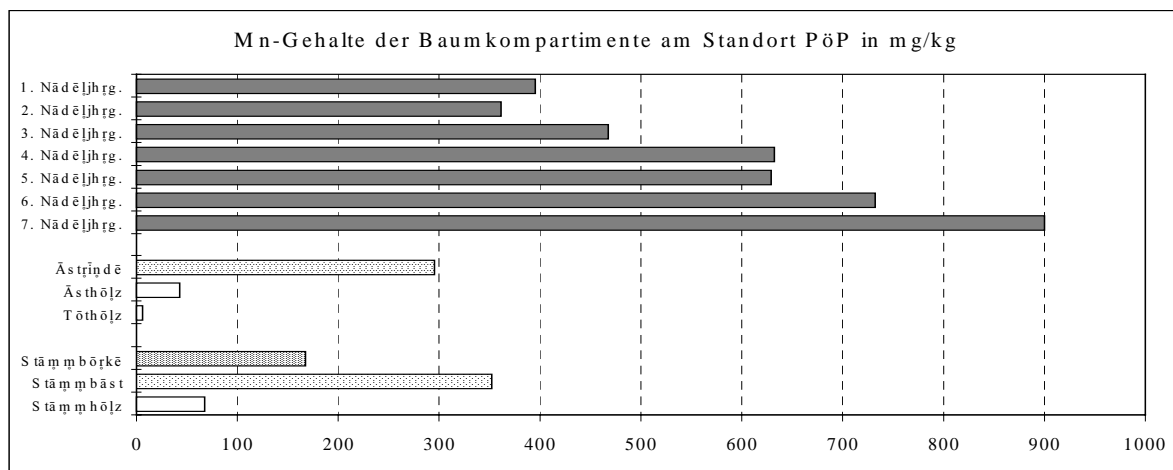


Abb. 5.2.3-5: Mn-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

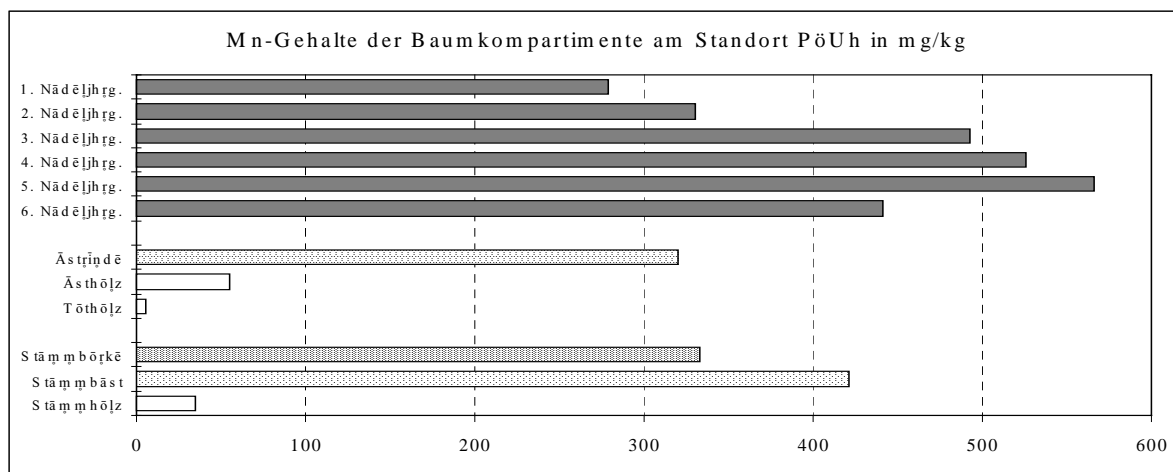


Abb. 5.2.3-6: Mn-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5.3 Haushalt ausgewählter Makronährstoffe

5.3.1 Kalium

VORBEMERKUNGEN

Von allen Nährstoffkationen weist Kalium in der Regel den höchsten Gehalt in den Pflanzen auf. Seine Funktionen als Nährelement sind vielfältig. So hat es essentielle Bedeutung für zahlreiche Stoffwechselprozesse, für den Wasserhaushalt und für den Stofftransport in der Pflanze. Hervorzuhebende Aufgaben des Kaliums sind die Aktivierung von zahlreichen Enzymen, die Förderung der Wasseraufnahme durch die Wurzelzellen, die Regulierung der Zellplasmaquellung (Turgordruck) und die Steuerung der Stomataaktivität. Kaliummangel führt zur Behinderung der Synthese von Makromolekülen - wie Cellulose, Stärke und Proteine - zur Degeneration der Chloroplasten, zum Zusammenbruch der Mitochondrien und zu einer Schwächung der Zellwände. Ferner führt eine unzureichende Kaliumversorgung zu einer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Krankheitserregern, Pilzen und Insekten sowie zu einer verminderten Frostresistenz der Bäume (MENGEL 1991).

Kalium nimmt stark am ökosysteminternen Stoffkreislauf teil. Die Umstände, daß seine Salze leicht wasserlöslich sind, Kaliumkationen nur schwach an der organischen Substanz adsorbiert werden und zudem Kalium aus der organischen Substanz leicht herausgelöst werden kann, bergen die Gefahr, daß Kalium in Ökosystemen des humiden Klimabereichs stark ausgewaschen wird, wenn nicht aufweitbare Tonminerale, die zur Kaliumfixierung fähig sind (s. u.), in ausreichender Kapazität im Boden vorhanden sind. Somit entscheidet die Sorptionsfähigkeit der Mineralböden und der Umfang der Kaliumakkumulation in der lebenden Biomasse über eine positive oder negative Ökosystembilanz bezüglich des Kaliums.

Im Boden liegt das Kalium in vier verschiedenen Formen vor (SCHACHTSCHABEL et al. 1998):

- fest im Kristallgitter eingebunden (Gitterkalium)
- fixiert in den Zwischenschichten aufweiterbarer Tonminerale (nicht NH_4 -austauschbares Zwischenschichtkalium)
- sorbiert an den planar Oberflächen und Eckpositionen der Tonminerale (NH_4 -austauschbares Kalium)

- frei beweglich, als hydratisiertes, einwertiges Kation in der Bodenlösung (gelöstes Kalium)

Als „leicht pflanzenverfügbar“ gelten nicht nur das gelöste und das NH_4 -austauschbar gebundene Kalium, sondern auch ein Teil des fixierten Zwischenschichtkaliums (SCHACHT-SCHABEL et al. 1998). Sowohl das NH_4 -austauschbare Kalium als auch das Zwischenschichtkalium stehen mit der Bodenlösung in einer Gleichgewichtsbeziehung. Sinkt die K-Konzentration in der Bodenlösung stark ab - was in Wurzelnähe aufgrund der Pflanzenaufnahme nicht selten der Fall ist - wird umso mehr Zwischenschichtkalium nachgeliefert, je stärker die NH_4 -austauschbar gebundene Fraktion erschöpft ist (KUCHENBUCH & JUNGK 1984). Der Gesamtkaliumgehalt mitteleuropäischer Böden liegt meist zwischen 0,2 und 3,3 %. Wichtigste K-haltige Minerale sind Alkali-Feldspäte, Glimmer (Muscovit u. Biotit) und Illit.

Aufgrund der geringen Sorptionsstärke des Kaliumions und seiner kleinen Hydrathülle erfolgen seine Wurzel Aufnahme und der Transport in der Pflanze außerordentlich rasch (AMBERGER 1988). Die Aufnahme wird erleichtert durch das Vorhandensein kaliumspezifischer Kanäle im Plasmalemma. Die Aufnahme und Konzentration in der Pflanze kann durch andere Kationen, besonders Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ und NH_4^+ , behindert werden. Ebenso können hohe Kaliumgehalte in den Pflanzenzellen die Aufnahme der oben genannten Nährstoffkationen erschweren. Besonders stark ist dieser Ionenantagonismus in der Pflanzenaufnahme zwischen Kalium- und Calciumionen ausgeprägt.

Unbelastetes Flußwasser enthält im Durchschnitt 2 bis 3 mg K pro Liter (STREIT 1994). Trinkwasser sollte gemäß EU-Richtlinie nicht mehr als 10 mg K je Liter enthalten (Richtwert). Der Grenzwert liegt bei 12 mg K pro Liter Trinkwasser (HÜTTER 1992).

KOMPARTIMENTBILANZEN (Abb. 5.3.1-1 bis 5.3.1-3; Tab. 4.5.3, 4.5.15 u. 4.5.27)

Das **Kronendach** erweist sich an allen drei Standorten als deutliche Quelle für das Kalium. Aufgrund der guten Wasserlöslichkeit von Kalisalzen kann eine nennenswerte Akkumulation atmosphärischen Kaliums auf den Nadeloberflächen ausgeschlossen werden. Somit ist es vertretbar, die freigesetzten 291 (PöOh), 538 (PöP) und 536 (PöUh) Mol Kalium pro Hektar und Jahr als Nadelauswaschung zu betrachten, statt als Desorption älterer Adsorptionsmassen. Im Ele-

mentvergleich weist das Kalium an allen drei Standorten die mit Abstand stärkste Auswaschungsrate auf. Die K-Auswaschung ist an allen Standorten auf Winter- und Sommerhalbjahr in etwa gleich stark verteilt.

In der **Bestandesbilanz** stellt die Kronendachauswaschung den bedeutendsten Quellprozeß dar. So ist sie um Faktor 2 (PöOh, PöP) bis 5 (PöUh) höher, als der K-Austrag mit dem Streufall. An den Standorten Pöbelbach-Oberhang (PöOh) und Pöbelbach-Unterhang (PöUh) kann der Bestand seine Kaliumverluste durch die Pflanzenaufnahme (522 bzw. $718 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) im Sommer kompensieren. So weisen die Fichtenbestände Kaliumgewinne von 105 (PöOh) bzw. 72 (PöUh) Mol Kalium pro Hektar und Jahr auf. Am Plateau-Standort (PöP) bleibt ein Jahresdefizit von 87 Mol pro Hektar bestehen, obwohl der Plateau-Bestand mit 731 Mol pro Hektar und Jahr die höchste Pflanzenaufnahme aufweist. Ursache für die negative Kaliumbilanz sind die - zusätzlich zur Kronendachauswaschung - ungewöhnlich hohen Kaliumverluste mit der Streu, als Folge des Orkanereignisses im Dezember 1993 (s. Kapitel 4.2.1).

Die **Humusauflage** zeigt sich als wichtige K-Senke für die untersuchten Waldökosysteme. An den beiden Gneis-Standorten bildet sie mit Gewinnen von 268 (PöP) bzw. 422 (PöUh) Mol pro Hektar und Jahr die mit Abstand wichtigste Kaliumsenke im Kompartimentvergleich. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) besitzt die Humusauflage ebenfalls Senkenfunktion, doch wird das Kalium dort vorrangig im Unterboden und im Bestand gespeichert. Über 40 bis 65 % des Kaliuminputs resultieren aus der Kronendachauswaschung, 13 bis 27 % aus dem Kaliumeintrag mit der Streu. Ein bis knapp zwei Fünftel des Kaliuminputs entfallen auf die Gesamtd deposition, also auf den externen Kaliumeintrag. Bei den Quellprozessen dominiert - mit einem Anteil von über 75 % - der Kaliumaustrag mit dem Humussickerwasser gegenüber dem Kaliumentzug durch die Pflanzenaufnahme. Ungeklärt ist die Frage, in welcher Art und Weise die K-Speicherung in der Humusauflage erfolgt, da nach zahlreichen Autoren - u. a. AMBERGER 1988 und SCHACHTSCHABEL et al. 1998 - Kalium nur schwach an der organischen Substanz des Bodens sorbiert wird. Am Standort Pöbelbach-Plateau (PöP) deckt sich der Kaliumzugewinn der Humusauflage ($268 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) mit dem streubürtigen Kaliuminput ($279 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$). Das legt die Vermutung nahe, daß bereits gelöstes Kalium und leicht lösliche Kaliumverbindungen die Humusauflage direkt passieren, während das in die organische Substanz eingebaute Kalium kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) in der orga-

nischen Auflage gespeichert wird. Hierfür sprechen auch die schlechten Lebensbedingungen für Streuzersetzer in der Humusaufgabe (Kapitel 5.1.1). Allerdings wurde am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) im Untersuchungsjahr viermal soviel Kalium in der Humusaufgabe akkumuliert, wie mit der Nadelstreu eingetragen worden ist. Eine Beteiligung mineralbodenbürtiger und/oder atmogen eingetragener Dreischicht-Tonminerale an der Speicherung des Kaliums ist nicht auszuschließen, jedoch wurden keine mineralogischen Untersuchungen durchgeführt.

Im **Oberboden** überwiegt an allen drei Standorten in der Jahresbilanz die Quellfunktion. Kaliumgewinnen im Winterhalbjahr stehen höhere Kaliumverluste im Sommerhalbjahr gegenüber. Dies weist auf die Bedeutung der Pflanzenaufnahme in der Kaliumbilanz des Oberbodens hin. Während im gut durchwurzelten Oberboden des Unterhang-Standorts (PöUh) die Kaliumverluste zu 87 % auf die Aufnahme von Kalium durch den Fichtenbestand zurückgehen, resultieren im erheblich schlechter durchwurzelten Oberboden des Oberhang-Standorts (PöOh) die Kaliumverluste zu fast 90 % aus der Kaliumauswaschung mit dem Sickerwasser. Am letztgenannten Standort liegt der Hauptanteil der Feinwurzeln im Unterboden. Mögliche kaliumfreisetzende Quellprozesse im Oberboden des Quarzporphyr-Standorts werden im Abschnitt „gesamtsystemare Bilanz“ (s. u.) diskutiert.

Das mit dem Humussickerwasserstrom in den Oberboden eingetragene Kalium liegt in Form hydratisierter Kationen vor. Diese können von der organischen Substanz des Oberbodens kaum adsorbiert werden (s. o. Abschnitt „Humusaufgabe“). Da im Winterhalbjahr keine Kaliumaufnahme durch die Pflanzen erfolgt, zeigen die positiven Kaliumbilanzen dieses Zeitraums, daß an allen drei Standorten die anorganische Substanz des Oberbodens noch in der Lage ist, Kaliumionen zu adsorbieren bzw. zu fixieren (näheres hierzu s. u. Abschnitt „Unterboden“).

Die hohe Kaliumauswaschung im Oberboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) in Höhe von 689 Mol pro Hektar und Jahr wird in seinem **Unterboden** wieder aufgefangen. So bildet an diesem Standort der Unterboden die wichtigste Kaliumsenke. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) sind in Böden auf sauren Magmatiten bei geringem Verwitterungsgrad hohe Gehalte an Illit und Vermiculit zu finden. Vermiculit ist im Unterschied zum Illit aufgeweitet, d. h. in seinen Zwischenschichten befinden sich hydratisierte Kationen, welche den Abstand zwischen den Silikatschichten des Tonminerals vergrößern. Bei einem verstärkten Kalium-

angebot werden die hydratisierten Kationen von K^+ verdrängt. Aufgrund seines genau passenden Ionendurchmessers kann das Kaliumion - unter Abstreifung seiner eigenen Hydrathülle - in die napfförmigen Vertiefungen der Sauerstoffsechseringe, die Bestandteil der Tonmineral-Silikatschichten sind, hineingezogen werden. Diese Form der Bindung wird als „Fixierung“ bezeichnet, im Unterschied zur weniger starken einfachen Adsorption der hydratisierten Kationen. Bei zunehmender Bodenversauerung wandeln sich die Vermiculite in Bodenchlorite um, d. h. polymere Aluminium-Hydroxokationen werden in die Zwischenschichten der aufweitbaren Tonminerale eingelagert und blockieren die Austauscherplätze. Erst bei einer pH-Erhöhung oder bei sehr sauren Bodenverhältnissen werden die Austauscherplätze wieder frei. Aufgrund der Kaliumspeicherung von $203 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Unterboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) ist davon auszugehen, daß die Tonminerale noch ein hohes Kalium-Fixierungsvermögen aufweisen. Allerdings reicht die Speicherkapazität des Oberbodens nicht aus, um die gesamte eingetragene Fracht an Kaliumionen zu fixieren. Obwohl der Unterboden des Quarzporphyr-Standorts im Standortvergleich die mit Abstand größte Speicherleistung bezüglich des Kaliums zeigt, verlassen immerhin noch 245 Mol Kalium pro Hektar und Jahr dieses Kompartiment - und damit das gesamte Ökosystem - mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe. Die hohe Kaliumauswaschung an diesem Standort ist Folge des sehr hohen Kaliumeintrags von 689 Mol pro Hektar und Jahr mit dem Sickerwasser aus dem Oberboden.

Ebenfalls hohe Kaliumeinträge mit dem Oberbodensickerwasser führen auch am Plateau-Standort (PöP) zu einer positiven Kaliumbilanz des Unterbodens. So werden pro Hektar und Jahr von den 492 Mol eingewaschenen Kaliums 19 % im Unterboden zurückgehalten, 65 % von den Pflanzen aufgenommen und 16 % ausgewaschen. Eine erheblich niedrigere Einwaschungsrate führt am zweiten Gneis-Standort (PöUh) zu einer negativen Unterbodenbilanz, welche zu 80 % auf die Pflanzenaufnahme zurückzuführen ist.

Die **gesamtökosystemare Bilanz** zeigt einen positiven K-Haushalt an den Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) gegenüber einem Jahresverlust von 108 Mol K pro Hektar am Quarzporphyr-Standort (PöOh). Während die Gesamtdeposition der drei Ökosysteme mit 185 (PöUh) bis 246 (PöOh) Mol K pro Hektar und Jahr ähnlich hoch ist und auch ein Vergleich der Bestandeszuwächse Faktor 1,7 nicht überschreitet, ist die Bodenauswaschung am Quarzporphyr-Standort drei- bis fünffach höher als an den beiden Gneis-Standorten.

An den letztgenannten Standorten ist die Gesamtdeposition zweieinhalb- bis viermal höher als der K-Output mit dem Sickerwasser. Um gut 50 % geschmälert werden die Kaliumgewinne durch den ökosystemaren Kaliumentzug über die Derbholznutzung. So verbleibt an beiden Standorten ein Jahresgewinn von 61 Mol K pro Hektar.

Am Quarzporphyr-Standort weist der externe Kaliumeintrag (Gesamtdeposition) die gleiche Höhe auf wie die Kaliumauswaschung mit dem Sickerwasser an der Untergrenze des Ökosystems. Somit entspricht der negative Kaliumbetrag genau dem Derbholzzuwachs ($109 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), welcher bei der Holznutzung dem Ökosystem entzogen wird. Aus den Kompartimentbilanzen geht hervor, daß das freigesetzte Kalium aus dem Oberboden stammt. Somit kommen als Quellprozesse neben der Silikatverwitterung und der Abnahme des austauschbaren und fixierten Kaliumvorrats auch die Mineralisierung organischer Substanz in Frage. Die niedrige Kaliumsättigung von 1,2 % im Oberboden läßt vermuten, daß die austauschbar gebundene Kaliumfraktion als Kaliumquelle vernachlässigbar ist. Mehr Bedeutung scheint dem Abbau organischer Substanz bei der Kaliumfreisetzung zuzukommen. So besitzt der Oberboden des Quarzporphyr-Standorts eine negative Nitratbilanz in Höhe von 421 Mol pro Hektar und Jahr, die auf hohen Nitratverlusten im Sommerhalbjahr beruht.

Die Kaliumaustragsrate mit den Unterbodensickerwässern am unteren Rand der Waldökosysteme ist an den beiden Gneis-Standorten um Faktor 0,6 (PöP) bzw. 0,35 (PöUh) niedriger und am Quarzporphyr-Standort (PöOh) um Faktor 1,9 höher als die Gebietsaustragsrate des Kaliums mit dem **Bachwasser**. Somit läßt sich aus diesen Daten eine eindeutige Aussage über die Kaliumdynamik unterhalb der Wurzelzone nicht treffen. Hier liefert die Zusammensetzung des Austauscherbelags deutlichere Hinweise. So steigt an allen drei Standorten die Kaliumsättigung von unter 1,5 % im Wurzelraum auf über 2 bis 5 (PöP, PöUh) bzw. 7 % (PöOh) unterhalb 1 m Bodentiefe an (Abb. 8-1 bis 8-3). Eine weitere Veränderung der Kaliumsättigung unterhalb der Versauerungsfront (PöUh) ist nicht festzustellen.

Die Kaliumkonzentration des Bachwassers lag ganzjährig zwischen 0,9 und 1,4 mg/l (Abb. 8-27) und somit ständig unterhalb des von STREIT (1994) angegebenen Grenzwertes für unbelastetes Flußwasser (s. Vorbemerkungen).

PFLANZENVERFÜGBARE K-VORRÄTE (Abb. 8-1 bis 8-3; Tab. 4.6-1 bis 4.6-9)

In der **Humusauflage** (Gesamtvorrat) sind 18 (PöOh), 19 (PöP) bzw. 8 (PöUh) kmol Kalium je ha gespeichert. Damit weist sie im Kompartimentvergleich die höchsten kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) verfügbaren K-Vorräte auf. Dies unterstreicht die Bedeutung der Humusauflage für die K-Versorgung der Fichtenbestände, zumal sie einen Teil der Kronendachauswaschung auffängt, wie die Kompartimentbilanzen gezeigt haben (s. o.).

Die Untersuchung des Austauscherkomplexes zeigt, daß in den oberen 70 cm des Mineralbodens weniger als 1,5 % der Austauscherbelegung auf Kalium entfallen, was nach dem Bewertungsschlüssel des AK STANDORTSKARTIERUNG (1996) als „gering“ bis „sehr gering“ einzustufen ist. Unterhalb des Wurzelraums erhöht sich die K-Sättigung auf über 2 bis 7 %, was einer „mittleren“ bis „hohen Elastizität“ entspricht. Hohe Elastizität bedeutet, daß selbst bei starken Belastungen des Ökosystems kaum ökologische Auswirkungen zu erwarten sind. Es ist anzunehmen, daß sich ohne Bodenversauerung auch die oberen Profilbereiche im stabilen Zustand befinden würden.

Unter Berücksichtigung der Kaliumsättigung am Austauscher, der Trockenraumdichte und des Feinbodenanteils je Bodentiefenstufe (Kapitel 4.6) resultiert aus der K-Sättigung am Austauscher ein **Vorrat an NH_4Cl -austauschbar gebundenem Kalium** von 0,4 (PöP) bzw. 0,5 kmol/ha (PöUh) im Oberboden und 1,3 (PöP) bzw. 4,2 kmol/ha (PöUh) im Unterboden bis in 70 cm Tiefe. Für den Quarzporphyr-Standort (PöOh) wurde der Vorrat an austauschbar gebundenem Kalium nicht berechnet, da aufgrund seines Skelettreichtums die zur Vorratsberechnung erforderlichen bodenphysikalischen Parameter nicht bestimmt werden konnten (s. auch Kapitel 4.6).

Zusammen belaufen sich die als **kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbar einzustufenden Kaliumvorräte des Wurzelraums** (Gesamtvorrat der Humusauflage + NH_4Cl -austauschbar gebundener Vorrat des Mineralbodens bis in 70 cm Tiefe) auf 20,7 kmol/ha am Plateau-Standort (PöP) und 12,7 kmol/ha am Unterhang-Standort (PöUh). Nach dem AK STANDORTSKARTIERUNG (1996) entspricht dies einer K-Versorgungslage, die als „mittel/hoch“ am Plateau-Standort und als „gering/mittel“ am Unterhang-Standort einzustufen ist. Zur tatsächlichen K-Versorgungslage müssen jedoch zwei Zusatzbemerkungen gemacht werden:

1. 63 (PöUh) bzw. 92 % (PöP) der oben berechneten kurz- bis mittelfristig verfügbaren Kaliumvorräte befinden sich in der Humusauflage. Sie werden bei der Mineralisierung der

organischen Substanz freigesetzt. Da die Humusaufgabe schlechte Lebensbedingungen für die nährstofffreisetzenden Destruenten aufweist - wie in Kapitel 5.1.1 dargestellt wurde - ist anzunehmen, daß nur ein Teil dieser Kaliumfraktion den Pflanzen innerhalb weniger Jahre und Jahrzehnte zur Verfügung stehen wird. Dieser Aspekt schmälert die Bedeutung der Humusaufgabe als kurz- bis mittelfristiger Nährstoffspeicher für die Pflanzen.

2. Wie einleitend bemerkt wurde, ist auch ein Teil des in den Zwischenschichten der Tonminerale fixierten Kaliums relativ leicht pflanzenverfügbar. Diese Fraktion wurde jedoch nicht in die Berechnung der austauschbar gebundenen Kaliumvorräte miteinbezogen, da das fixierte Kalium bei der NH_4Cl -Extraktion nicht bzw. nur minimal durch NH_4 ausgetauscht wird. Somit dürfte die kurz- bis mittelfristige Kaliumversorgungslage im Mineralboden besser ausfallen als oben eingeschätzt wurde.

Der **in den stehenden Beständen oberirdisch gespeicherte K-Vorrat** beläuft sich auf 3,7 (PöOh), 3,3 (PöP) bzw. 4,2 kmol/ha (PöUh). Somit übersteigt er (PöP) bzw. entspricht in etwa (PöUh) dem NH_4Cl -austauschbaren Kaliumvorrat im Mineralboden. Durch die Derbholznutzung werden den Ökosystemen allerdings je Hektar 2,0 (PöOh), 1,6 (PöP) bzw. 2,2 kmol (PöUh) dieses mittelfristig verfügbaren Kaliumreservoirs entzogen.

AKTUELLE K-ERNÄHRUNGSSITUATION DER BESTÄNDE (Abb. 5.2.2-4 bis 5.2.2-6)

Die drei untersuchten Forstbestände lassen hinsichtlich des Verteilungsmusters der Kaliumgehalte in den oberirdischen Baumkompartimenten folgende Gemeinsamkeiten erkennen:

- Die höchsten Kaliumgehalte weisen im Kompartimentsvergleich die Nadeln auf. Sie bewegen sich zwischen 5 und 8 mg/g Trockenmasse. Ein eindeutiger altersbezogener Trend ist nicht festzustellen.
- Die Kaliumgehalte im Stammbast sind um 50 bis 70 % niedriger als in den Nadeln. Im Vergleich zur toten Stammborke weist der Stammbast erheblich höhere Kaliumgehalte auf.
- Die mit Abstand geringsten Kaliumgehalte zeigen die Holzkompartimente, vor allem das Totholz.

Die relativ hohen Kaliumgehalte in den am Stoffwechsel beteiligten Baumkompartimenten sind sichtbarer Ausdruck der großen Bedeutung, welche das Kalium im Stoffwechselhaushalt

der Fichten besitzt. Die recht ausgewogene Verteilung des Kaliums auf Nadeln unterschiedlichen Alters weist auf eine gute Beweglichkeit des Elements innerhalb des Baumes hin, auch innerhalb des Phloems. Nach AMBERGER (1988) wandert Kalium innerhalb der Pflanze sowohl in akropetaler als auch in basipetaler Richtung und übertrifft in dieser Eigenschaft alle anderen Kationen. Die deutlich höheren Kaliumkonzentrationen im Stammbast gegenüber denen in der Stammborke zeigen, daß keine nennenswerte Akkumulation deponierten Kaliums an den rauhen Pflanzenoberflächen erfolgt. Dies kann auch für die glatten Nadeloberflächen angenommen werden, da ein allgemeiner Trend wachsender Kaliumgehalte mit zunehmendem Nadelalter nicht zu beobachten ist.

Kaliumgehalte von über 5 mg/g in allen Nadeljahrgängen sind nach der Klassifizierung von HÜTTL (1992) als „hoch“ einzustufen und dokumentieren somit eine gute Kaliumernährungssituation an allen drei Untersuchungsstandorten. Der 1. Nadeljahrgang am Quarzporphyr-Standort (PöOh), der älteste Jahrgang des Plateau-Standorts (PöP) sowie der 4. bis 6. Nadeljahrgang des Unterhang-Standorts (PöUh) weisen sogar mit über 7 mg/g TrS „sehr hohe“ Kaliumgehalte auf.

Diese Ergebnisse decken sich mit Beobachtungen, die im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald zwischen 1987 und 1993 vom BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1997) gemacht worden sind. So wurden hohe und sehr hohe Kaliumwerte im 1. und 3. Nadeljahrgang der Fichtenbestände des Erzgebirges, Fichtelgebirges, Oberpfälzer Waldes und Schwarzwaldes festgestellt. Als mögliche Gründe werden eine durch atmogene Säureinträge forcierte Kaliumfreisetzung aus kalifeldspatreichen Substraten (Granit, Gneis) sowie hohe Einträge kaliumhaltiger Stäube diskutiert.

ZUSAMMENFASSUNG K-HAUSHALT

Der K-Haushalt der drei Fichtenwaldökosysteme wird stark von den ökosysteminternen Flüssen bestimmt. Besonders hervorzuheben ist in allen drei Beständen die Kaliumauswaschung aus den Nadeln. Im Elementvergleich zeigt das Kalium mit 291 bis 538 Mol pro Hektar und Jahr die bei weitem stärkste Kronendachauswaschung. Besonders hoch ist sie auf den Gneis-Standorten. Die Humusaufgabe fungiert als wichtige Kaliumsenke für die untersuchten Waldökosysteme. An den beiden Gneis-Standorten bildet sie - vor allem aufgrund der hohen

Leaching-Fracht - die bedeutendste Kaliumsenke im Kompartimentsvergleich. Im Oberboden überwiegt an allen drei Standorten die Quellfunktion. Der Unterboden verhält sich am Unterhang-Standort als Kaliumquelle und an den anderen beiden Standorten als Kaliumsenke. Insgesamt kann der Kalium-Haushalt der untersuchten Fichtenwaldökosysteme auf Gneis-Gestein als nachhaltig bezeichnet werden. So wird ihr Kaliumverlust - infolge Bodenauswaschung und Derbholznutzung - allein schon durch die Kaliumdeposition aufgefangen und es bleibt an beiden Standorten ein gesamtökosystemarer Jahresgewinn von 61 Mol K pro Hektar. Am Quarzporphyr-Standort weist die gesamtökosystemare Kaliumbilanz ein Defizit von 108 Mol pro Hektar im Untersuchungsjahr auf. Eine negative Oberbodenbilanz und gleichzeitig hohe Nitratausträge lassen vermuten, daß ein Großteil des Kaliumverlusts auf die Mineralisierung organischer Substanz zurückzuführen ist.

Der Wurzelraum weist „mittlere bis hohe“ (PöP) bzw. „geringe bis mittlere“ (PöUh) Vorräte an kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbarem Kalium auf, allerdings befinden sich 63 % (PöUh) bzw. am Plateau-Standort (PöP) sogar 92 % dieser Vorräte in der Humusaufgabe.

Besser, als die Vorratslage erwarten läßt, fällt die Bewertung der aktuellen Kaliumversorgung aus. So zeigen die Nadelspiegelwerte an allen drei Standorten „hohe“ bis „sehr hohe“ Kaliumgehalte.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

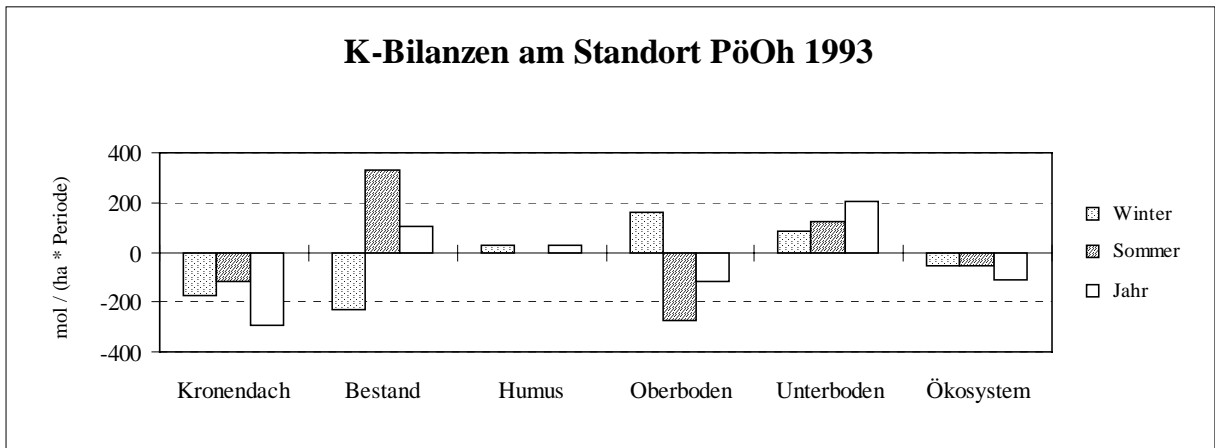


Abb. 5.3.1-1: Senken (+) und Quellen (-) des Kaliums am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

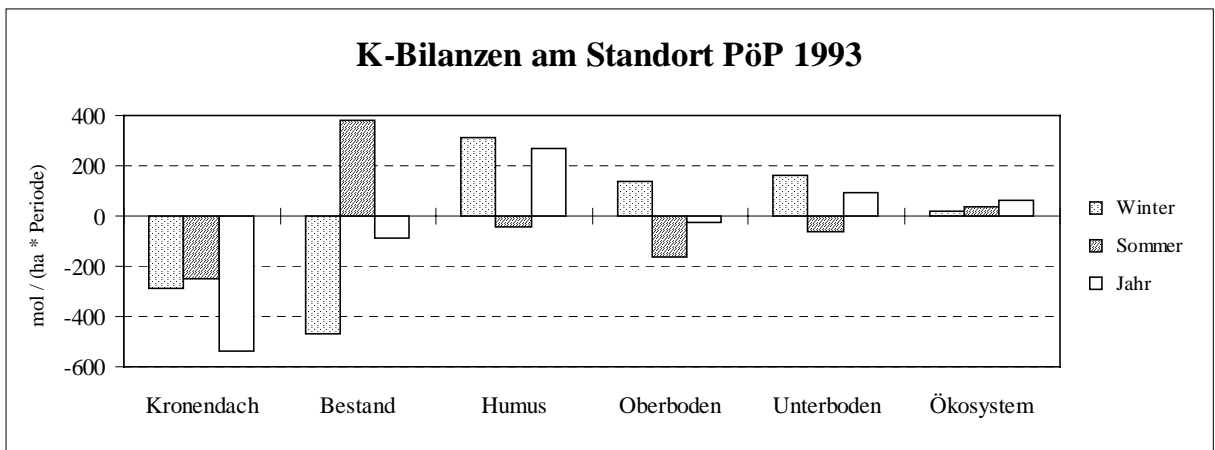


Abb. 5.3.1-2: Senken (+) und Quellen (-) des Kaliums am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

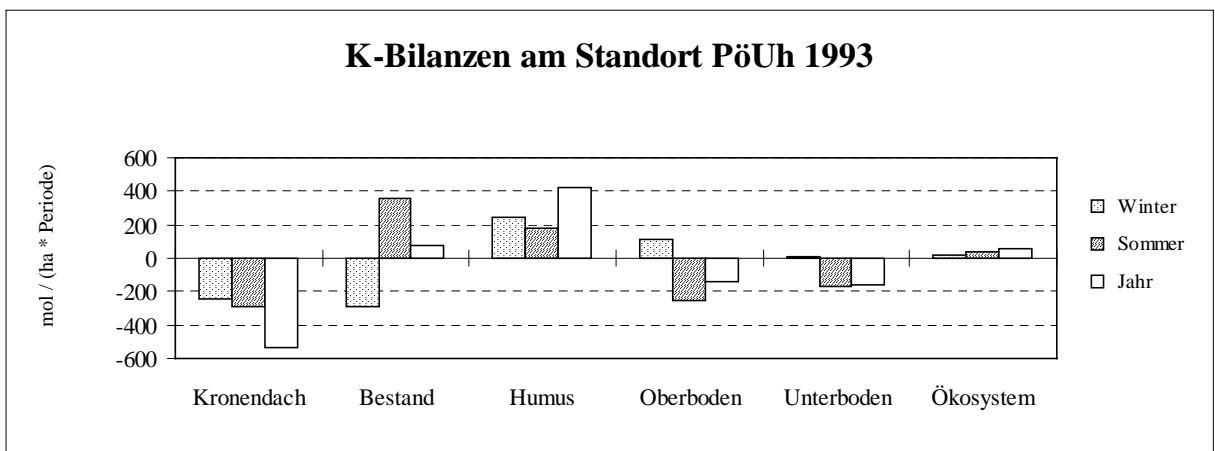


Abb. 5.3.1-3: Senken (+) und Quellen (-) des Kaliums am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

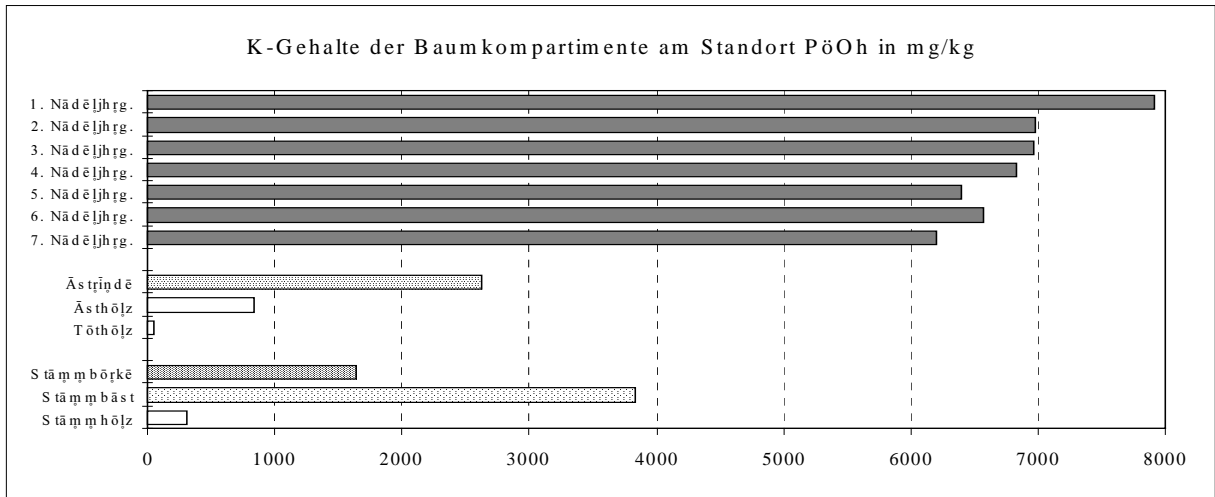


Abb. 5.3.1-4: K-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

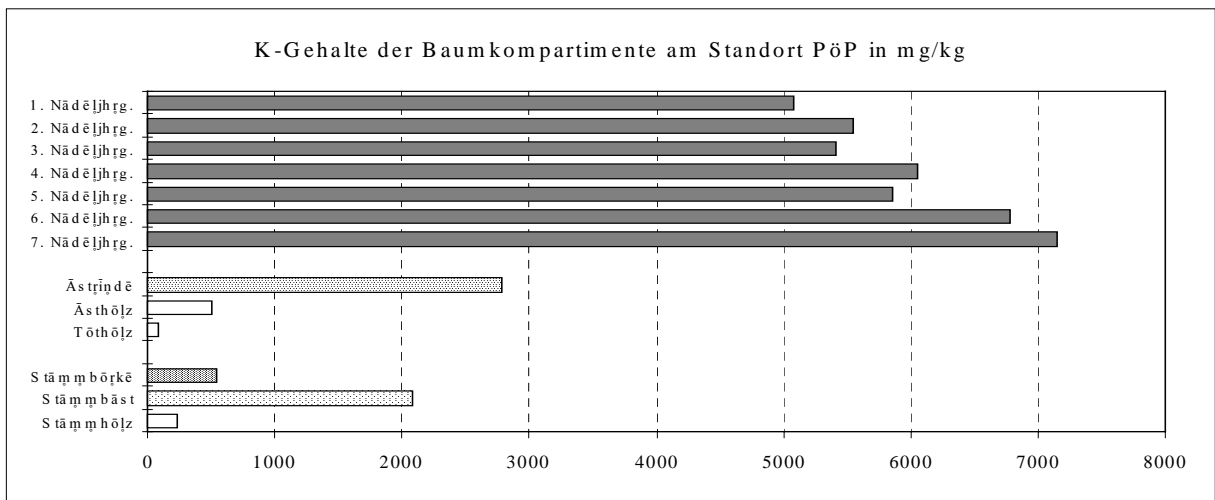


Abb. 5.3.1-5: K-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

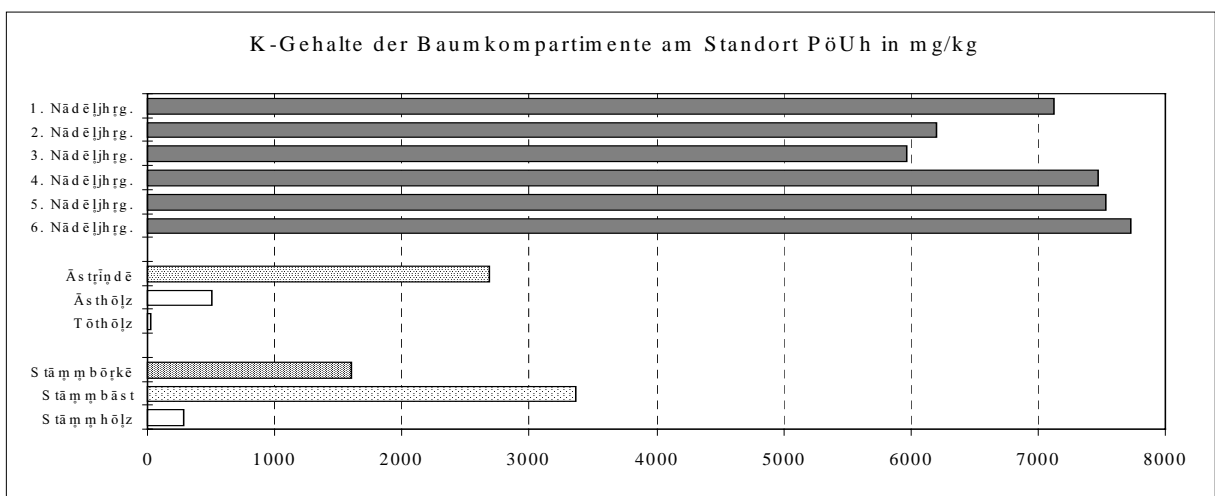


Abb. 5.3.1-6: K-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5.3.2 Magnesium

VORBEMERKUNGEN

Wie beim Kalium, so handelt es sich auch beim Magnesium um einen multifunktionalen Pflanzennährstoff im Ökosystem. Im allgemeinen sind die Magnesiumgehalte in Pflanzen geringer als die von Kalium oder Calcium. Als Zentralelement des Chlorophylls hat Magnesium große Bedeutung für die Assimilationsleistung der Pflanzen, und als Enzymaktivator ist es an zahlreichen Energie- und Baustoffwechselprozessen beteiligt. Durch seine entquellende Wirkung auf Plasmakolloide beeinflusst es - als Gegengewicht zum Kalium - alle mit dem Wasserhaushalt zusammenhängenden Vorgänge (AMBERGER 1988). Magnesiummangel führt zu Chlorophyllabbau, der sich in Chloroseerscheinungen - Gelbfärbung von Nadeln, beginnend bei den älteren Nadeljährgängen - äußert und Wachstumsstörungen zur Folge hat (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997).

Eine wichtige externe Magnesiumquelle für Waldökosysteme stellt die Deposition magnesiumhaltiger Aerosole dar. Insbesondere meerwasserbürtiges Magnesium kann hierbei eine große Rolle spielen (ULRICH et al. 1979a). Die mittlere Magnesiumkonzentration im Meerwasser liegt nach STREIT (1994) bei 1300 mg/l. Als Meerwassergischt gelangt das Magnesium in die Atmosphäre und wird als Aerosol in die Kontinente verlagert, wo es ausgeregnet wird. So nimmt in der Regel die Mg-Deposition mit zunehmender Meeresentfernung ab.

Entscheidend für die Versorgung der Pflanzen ist das gelöste und das austauschbar im Boden gebundene Magnesium, welches in der Regel weniger als 5 % des Gesamtmagnesiums ausmacht (AMBERGER 1988). Im Unterschied zum Kalium ist die Bindung des Magnesiums an den Austauschern der Böden ausschließlich unspezifisch. Da die Sorptionskraft der Magnesiumionen aufgrund ihrer großen Wasserhülle nur gering ist, wird nach JUNG & DRESSEL (1969) unter humiden Klimabedingungen Magnesium mit hoher Rate aus Mineralböden ausgewaschen. Der Gesamtmagnesiumgehalt MgCO₃-freier Böden liegt nach SCHACHTSCHABEL et al. 1998) häufig im Bereich von 0,05 % (z. B. Sandböden) bis 0,5 % (z. B. Tonböden). In humiden, nicht alkalischen Böden weisen Silikate die höchsten Magnesiumgehalte auf, vor allem relativ leicht verwitterbare Silikate wie Olivine, Serpentin, Amphibole, Pyroxene und Biotit sowie ferner schwer verwitterbare Tonminerale wie Chlorit, Montmorillonit und Vermiculit.

Im Vergleich zu den in Bodenlösungen vorliegenden Magnesiumkonzentrationen ist die Magnesiumaufnahme der Pflanzenwurzel niedrig. Nach MENGEL (1991) sprechen zahlreiche Hinweise dafür, daß Mg^{2+} passiv und nicht aktiv aufgenommen wird. Die Ionenkonkurrenz zwischen den verschiedenen Kationen wirkt sich auf die Magnesiumaufnahme am gravierendsten aus und führt häufig zu Magnesiummangelerkrankungen. Auf sauren Böden sind es insbesondere Al^{3+} -Ionen, welche die Magnesiumaufnahme behindern (GRIMME 1983). So wurden unter bodensauren Verhältnissen Mg-Mangelerkrankungen an Nadelbäumen beobachtet, selbst wenn die Böden magnesiumreich sind. In der Pflanze liegt das Magnesium als Salz (Mg-Oxalat, Phytin), in chelatartiger Bindung, sorptiv gebunden oder als freies Ion vor. Nach STEUCEK & KOONTZ (1970) sind die Magnesiumionen innerhalb der Pflanze recht gut beweglich. Auch STRASBURGER et al. (1983) und MENGEL (1991) stufen die Magnesiumionen als phloemmobil ein. Ausdruck der guten basipetalen Beweglichkeit des Magnesiums ist nach MENGEL (1991) die hohe Konzentration an Magnesiumionen im Phloemsaft.

In Flußwasser finden sich im allgemeinen 4 mg Magnesium pro Liter (STREIT 1994). Die zulässige Höchstkonzentration (Grenzwert) für Trinkwasser liegt gemäß EU-Rat bei 50 mg/l und der Richtwert bei 30 mg/l (HÜTTER 1992).

KOMPARTIMENTBILANZEN (Abb. 5.3.2-1 bis 5.3.2-3; Tab. 4.5.4, 4.5.16 u. 4.5.28)

Wie beim Kalium, so verhält sich auch beim Magnesium das **Kronendach** an allen drei Standorten ganzjährig als Quelle, wenngleich in deutlich schwächerer Ausprägung. Da auch beim Magnesium von einer guten Löslichkeit seiner deponierten Verbindungen im sauren Interzeptionswasser auf den Nadeloberflächen ausgegangen werden kann, können die negativen Kronendachbilanzen als Auswaschungsverluste der Fichtenbestände interpretiert werden. Mit 27 (PöOh), 66 (PöP) und 53 Mol pro Hektar und Jahr ist die Magnesiumauswaschung um Faktor 8 bis 11 geringer als die Kaliumauswaschung. Eine starke Auswaschung von Magnesium aus Fichtennadeln als Folge der Einwirkung hoher Ozonkonzentrationen im Verein mit saurem Nebel wurde experimentell von KRAUSE et al. (1985) nachgewiesen. Da sich in den Experimenten trotz der hohen Mg-Auswaschung keine Abnahmen der Mg-Gehalte in den Nadeln zeigten, wird davon ausgegangen, daß die Pflanzen in der Lage sind, die Magnesiumverluste durch verstärkte Magnesiumaufnahme aus dem Boden zu kompensieren. Der

Mechanismus der Protonenpufferung im Kronenraum unter Freisetzung von Calcium und Magnesium aus den Zellwänden der Blattoberflächen wird in den „Vorbemerkungen“ des Kapitels 5.3.3 beschrieben.

Eine vorwiegend meerbürtige Mg-Deposition würde die höchsten Depositionsfrachten am südwestexponierten Standort (PöOh) erwarten lassen. Die tatsächlichen Depositionsverhältnisse sahen im Untersuchungsjahr jedoch anders aus (Tab. 4.4-3, 4.4-24 u. 4.4-45). So betrug 1993 die Gesamtdeposition an Mg 76 mol/ha am südwestexponierten Oberhang-Standort (PöOh), 54 mol/ha am Plateau-Standort (PöP) und 185 mol/ha am nordostexponierten Unterhang-Standort (PöUh). Die höchste Depositionsrate an der Westwind-Leeseite läßt auf andere oder zumindest zusätzliche Mg-Immissionsquellen schließen.

Trotz der Magnesiumauswaschung im Kronendach weist der **Bestand** - aufgrund der Pflanzenaufnahme in Höhe von 110 (PöOh, PöUh) bzw. 144 (PöP) mol · ha⁻¹ · a⁻¹ - an allen drei Standorten eine positive Jahresbilanz auf. Magnesiumverlusten im Winterhalbjahr stehen höhere Gewinne im Sommerhalbjahr gegenüber. Die Jahresgewinne sind allerdings gering und bewegen sich zwischen 5 (PöP) und 51 (PöOh) Mol pro Hektar. Im Kompartimentvergleich bildet der Bestand am Oberhang-Standort die bedeutendste und am Unterhang-Standort (PöUh) die einzige Magnesiumsenke.

Die **Humusaufgabe** verhält sich gegenüber dem Magnesium nicht, wie beim Kalium, als Auffangsenke, sondern ganz im Gegenteil: an allen drei Standorten werden aus ihr ganzjährig beträchtliche Mg-Mengen freigesetzt. Besonders hoch sind die Magnesiumverluste am Plateau-Standort (PöP). Mit über 1 kmol Mg pro Hektar sind dort die Jahresverluste sieben- (PöUh) bis dreizehnmal (PöOh) höher als an den übrigen beiden Standorten. Wichtigster Quellprozeß ist an allen drei Standorten der Magnesiumaustrag mit dem Humussickerwasser. So entfallen auf ihn 94 (PöOh), 95 (PöUh) und 98 % (PöP) des Magnesiumaustrags. Der restliche Magnesiumentzug erfolgt durch die Pflanzenaufnahme.

Eine mögliche Erklärung für den Magnesiumaustrag der Humusaufgabe an den ungekalkten Standorten (PöOh u. PöUh) ist die Mineralisierung organischer Substanz. Doch auch die Verdrängung von austauschbar an der organischen Substanz gebundenen Magnesiumkationen durch eingetragene Protonen wird von manchen Autoren nicht ausgeschlossen (BREDEMEIER 1987), wengleich unter den stark sauren Bedingungen in der Humusaufgabe davon auszugehen ist, daß die schwach sauren Gruppen der organischen Substanz zum größten Teil

in ihrer protonierten Form vorliegen dürften. Für eine hohe Mineralisierungsrate der Humusauflage - trotz lebensfeindlicher Bedingungen für nitrifizierende Bakterien (s. Kapitel 5.1.1) - sprechen hohe Nitratverluste an allen drei Standorten (s. u.). Der außergewöhnlich hohe Magnesiumaustrag am Plateau-Standort (PöP), ist durch die beiden genannten Prozesse allein nicht zu erklären. Hier dürfte ein Zusammenhang mit der 1989 erfolgten Kalkungsmaßnahme bestehen. So kann aufgrund der ungewöhnlich hohen Magnesiumaustragsrate davon ausgegangen werden, daß der ausgebrachte Kalk Magnesiumanteile enthielt und auch vier Jahre nach der Ausbringung kalkbürtiges Magnesium noch freigesetzt wird. Wäre der hohe Magnesiumaustrag allein Folge des Humusabbaus, so müßten die Nitratverluste der Humusauflage am Standort Pöbelbach-Plateau ($1819 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, Tab. 4.5-22) ebenfalls um ein Vielfaches höher sein als an den beiden anderen Standorten. Dies ist gegenüber dem Unterhang-Standort ($338 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, Tab. 4.5-34) zwar der Fall (Faktor 5,4), doch weist die Humusauflage des Oberhang-Standorts (PöOh) einen noch höheren Nitratverlust auf ($1951 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, Tab. 4.5-10).

Die hohen Magnesiumabgaben der Humusauflage am Plateau-Standort (PöP) werden zum Teil vom **Mineralboden** aufgefangen. Sowohl der Ober- als auch der Unterboden bilden an diesem Standort ganzjährig Senken für das mit dem Humussickerwasser eingetragene Magnesium. Insgesamt 54 % der Magnesiumfracht verbleiben im Mineralboden, 10 % werden durch die Pflanzenaufnahme dem Mineralboden entzogen und 36 % verlassen das Ökosystem mit dem Sickerwasser an der Untergrenze des Intensivwurzelraums. Das im Boden zurückbehaltene Magnesium dürfte zum größten Teil in sorbierter Form vorliegen. Da sorbierte Magnesiumionen eine relativ dicke Hydrathülle besitzen, werden sie zum einen nur schwach gebunden und nehmen zum anderen überwiegend planare Positionen an den Tonmineralen ein (AMBERGER 1988). Somit können sie leicht von anderen Kationen verdrängt werden. Unter den sauren Bodenbedingungen ist die Wahrscheinlichkeit groß, daß - bei nachlassender Magnesiumnachlieferung aus der Humusauflage - die sorbierten Magnesiumionen überwiegend durch Aluminiumionen ausgetauscht werden, was ihre Auswaschung zur Folge hätte.

Diese Situation dürfte an den beiden ungekalkten Standorten vorliegen. Bei erheblich geringeren Magnesiumeinträgen aus der Humusauflage führen hohe Magnesiumauswaschungsraten der Mineralbodenkompartimente zu einer negativen Jahresbilanz des Oberbodens am Oberhang-Standort (PöOh) bzw. des gesamten Mineralbodens am Unterhang-Standort (PöUh). Der Anteil des Magnesiumverlusts, welcher nicht auf die Silikatverwitterung zurückzuführen ist,

führt zu einer Verminderung der ohnehin extrem geringen austauschbaren Magnesiumvorräte im Boden. Es kann allerdings davon ausgegangen werden, daß an den ungekalkten Standorten der überwiegende Teil des ausgewaschenen Magnesiums aus der Silikatverwitterung stammt, da zum einen die austauschbaren Vorräte sehr gering sind und zum anderen Magnesium hauptsächlich in relativ leicht verwitterbaren Mineralien - wie dem Biotit - vorkommt. MATZNER (1988) berechnete für Böden auf lößbeeinflußten Verwitterungsdecken des mittleren Buntsandsteins im Solling Magnesiumfreisetzungsraten aus der Silikatverwitterung in Höhe von $360 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. In der gleichen Größenordnung bewegt sich die negative Bilanz des Mineralbodens am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh). So verliert der Mineralboden an diesem Standort in den oberen 70 cm 310 Mol Magnesium pro Hektar und Jahr. Auf Basis der Unterbodenbilanz hochgerechnet für 1 m Bodenmächtigkeit entspricht dies einem Magnesiumverlust von $473 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Der Mineralboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) weist - entsprechend seines magnesiumärmeren Ausgangsgesteins (s. Tab. 8-1) - einen geringeren Magnesiumverlust in Höhe von $99 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ in den oberen 70 cm auf.

Die **gesamtökosystemare Bilanz** zeigt für alle drei Waldökosysteme einen deutlichen Magnesiumverlust in Höhe von über 230 bis 480 mol/ha im Untersuchungsjahr. An den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) ist der Jahresverlust doppelt so hoch wie am Quarzporphyr-Standort (PöOh). Wichtigster Quellprozeß ist der Magnesiumaustrag mit dem Sickerwasser. Er übertrifft den Magnesiumentzug durch die Derbholznutzung um Faktor 4,5 am Quarzporphyr-Standort und 11 (PöP) bzw. 15 (PöUh) an den Gneis-Standorten. Eine verstärkte Magnesiumauswaschung an der Untergrenze des gekalkten Ökosystems (PöP), ist vier Jahre nach Ausbringung des magnesiumhaltigen Kalks nicht festzustellen. So ist der Magnesiumaustrag mit dem Sickerwasser am ungekalkten Gneis-Standort sogar etwas höher als am gekalkten Standort.

Die Gesamtdeposition ist mit 53 bis 76 Mol pro Hektar und Jahr an allen drei Standorten etwa so hoch wie der Bestandeszuwachs und um Faktor 1,3 bis 1,6 höher als der Derbholzzuwachs. Demzufolge kann die Magnesiumaufnahme der Bäume aus dem Boden durch die Magnesiumdeposition gedeckt werden. Vorausgesetzt, die im Untersuchungsjahr ermittelte Magnesiumdeposition entspricht den langjährigen mittleren Depositionsverhältnissen, könnte somit - bei ausschließlicher Derbholznutzung - von einem nachhaltigen Magnesiumhaushalt gesprochen werden, wenn nicht die hohen Auswaschungsraten aus Humusaufgabe und Mineralboden

zu einer deutlichen Magnesiumverarmung in den untersuchten Waldökosystemen führen würden. Auf die Fragen, ob eine ausreichende Magnesiumversorgung der Bestände derzeit besteht bzw. wie lange noch die kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Magnesiumvorräte der Böden bei anhaltender Magnesiumauswaschung die Bestandesernährung ermöglichen, soll weiter unten in diesem Kapitel eingegangen werden.

Die Magnesiumaustragsrate mit den Bodensickerwässern am unteren Rand der Waldökosysteme ist an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) etwas höher und am Quarzporphyr-Standort (PöOh) um 42 % niedriger als die Gebietsaustragsrate des Magnesiums mit dem **Bachwasser**. Da es für diese Situation zwei alternative Erklärungsmöglichkeiten gibt, läßt sich eine eindeutige Aussage über die Magnesiumdynamik unterhalb der Wurzelzone nicht treffen. Zum einen könnten diese Verhältnisse darauf hindeuten, daß unterhalb des Wurzelraums auf dem Quarzporphyr-Standort (PöOh) noch weitere hohe Magnesiummengen ausgewaschen werden, während auf den Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) im tieferen Bereich der ungesättigten Bodenzone ein Teil des im Wurzelraum ausgewaschenen Magnesiums gebunden wird. Für diese Deutung spricht die hohe Magnesiumsättigung an den Austauschern unterhalb der Versauerungsfront am Gneis-Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh). So steigt an diesem Standort die Mg-Sättigung von unter 2 % in 160 cm Bodentiefe auf fast 40 % unterhalb der Versauerungsfront an (Abb. 8.3). Andererseits könnte der Gebietsaustrag des Magnesiums als gewichtetes Mittel zwischen den Austragsraten der unterschiedlichen Substrate des Einzugsgebiets (Gneis, Quarzporphyr und Granit) interpretiert werden. So enthält der Gneis zweieinhalbmal soviel Magnesium wie der Quarzporphyr (Tabelle 8.1), und dieser wiederum weist sieben- bis achtfach höhere Mg-Gehalte auf als der Schellerhauer Granit (Kapitel 2.3).

Die Magnesiumkonzentration des Bachwassers lag ganzjährig bei 2 bis 3 mg/l (Abb. 8-28) und somit im Bereich des von STREIT (1994) angegebenen Normalwertes für unbelastetes Flußwasser (s. Vorbemerkungen).

PFLANZENVERFÜGBARE Mg-VORRÄTE (Abb. 8-1 bis 8-3; Tab. 4.6-1 bis 4.6-9)

Bei ausschließlich statischer Bewertung der Vorratssituation bildet die **Humusauflage** in den untersuchten Waldökosystemen das wichtigste Reservoir an kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) pflanzenverfügbarem Magnesium. So sind am Quarzporphyr-Standort (PöOh) 10,

am Plateau-Standort (PöP) 13 und am Unterhang-Standort (PöUh) 5 kmol Mg pro Hektar in der organischen Auflage gespeichert (Gesamtvorrat). Da jedoch die Netto-Umsatzrate des Magnesiums in der Humusaufgabe an allen drei Standorten deutlich negativ ist (s. o. „Kompartimentbilanzen“), muß mit einer starken Aufzehrung des noch verbliebenen Mg-Vorrats in den kommenden Jahren gerechnet werden. Besonders drastisch zeigt sich die Situation am gekalkten Plateau-Standort. Sollten sich die im Untersuchungs-jahr berechneten Netto-Verluste an Magnesium in den Folgejahren in der gleichen Höhe fortsetzen, dürfte der Mg-Vorrat der Humusaufgabe am Quarzporphyr-Standort (PöOh) in 124 Jahren, am Unterhang-Standort (PöUh) in 34 Jahren und am Plateau-Standort (PöP) bereits in 13 Jahren verbraucht sein. Am letztgenannten Standort ist allerdings davon auszugehen, daß die Auswaschungsrate nach Aufzehrung des kalkbürtigen Magnesiumvorrats deutlich zurückgehen wird.

Die Mg-Sättigung an den Austauschern des Mineralbodens ist oberhalb der Versauerungsfront mit maximal 1 % an den ungekalkten Standorten (PöOh, PöUh) noch etwas niedriger als die K-Sättigung und muß nach den Richtlinien des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (1996) als „sehr gering“ eingestuft werden. Der Oberboden des gekalkten Standorts (PöP) weist eine etwas bessere Magnesiumsättigung in Höhe von 2 % auf. Die am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) untersuchte Austauscherbelegung des Feinmaterials unterhalb der Versauerungsfront zeigt eine Mg-Sättigung von nahezu 40 %. Geht man davon aus, daß ohne Bodenversauerung auch im Wurzelraum eine Mg-Sättigung von 40 % erreicht werden würde, entspräche das einem **Vorrat an kurz- bis mittelfristig verfügbarem Magnesium in den oberen 70 cm des Mineralbodens** (Vorrat an NH_4Cl -austauschbar gebundenem Mg) von 77 kmol/ha gegenüber einem derzeitigen Vorrat von 1,7 kmol/ha am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) und 2,1 kmol/ha am gekalkten Standort Pöbelbach-Plateau (PöP). Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) war die Berechnung austauschbarer Magnesiumvorräte aufgrund fehlender bodenphysikalischer Parameter nicht möglich. Ohne Silikatverwitterung würde bei der derzeitigen Negativbilanz des Mineralbodens am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) der Vorrat an austauschbar gebundenem Magnesium im Wurzelraum nach fünfeneinhalb Jahren verbraucht sein. Somit hängt die gegenwärtige und zukünftige Magnesiumversorgung der Fichtenbestände maßgeblich von der aktuellen Magnesiumfreisetzung im Zuge der Silikatverwitterung und der Mineralisierung organischer Substanz ab.

Zusammen betragen die **kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) pflanzenverfügbaren Magnesiumvorräte des gesamten Wurzelraums** (Gesamtvorrat der Humusauflage + NH_4Cl -austauschbar gebundener Vorrat des Mineralbodens bis in 70 cm Tiefe) 15,1 kmol/ha am gekalkten Plateau-Standort (PöP) und 6,7 kmol/ha am ungekalkten Unterhang-Standort (PöUh). Diese Vorratssituation ist nach den Bewertungskriterien des ARBEITSKREISES STANDORTSKARTIERUNG (1996) als „mittel“ am gekalkten Plateau-Standort (PöP) und als „gering/mittel“ am ungekalkten Unterhang-Standort (PöUh) einzustufen. Die tatsächliche Magnesiumernährungssituation dürfte allerdings noch etwas schlechter ausfallen, befinden sich doch ohne Kalkungseinfluß bereits 75 % (PöUh) des kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Magnesiumvorrats in der Humusauflage, welche - wie in Kapitel 5.1.1 beschrieben wurde - ungünstige Lebensbedingungen für die nährstofffreisetzenden Destruenten aufweist. Der hohe Anteil der Humusauflage an den kurz- bis mittelfristig verfügbaren Magnesiumvorräten des Wurzelraums weist auf eine starke Entkoppelung der ökosystemaren Nährstoffkreisläufe hin. Unberücksichtigt bleibt in diesen Kalkulationen der Anteil nichtaustauschbaren aber dennoch pflanzenverfügbaren Magnesiums an der Magnesiumernährung der Fichten. So sind nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) Pflanzen in der Lage, Magnesium aus den oberflächennahen Oktaederschichten von trioktaedrischen Glimmern und Tonmineralen aufzunehmen.

In den **stehenden Beständen** werden 1,4 (PöOh), 1,5 (PöP) und 1,3 (PöUh) kmol Mg je ha oberirdisch gespeichert. Da die Bestände zudem gegenwärtig eine positive Input/Output-Bilanz aufweisen, stellen sie ebenfalls ein wichtiges Speichermedium für mittelfristig pflanzenverfügbares Magnesium in den Waldökosystemen dar. Allerdings werden den Waldökosystemen durch die Derbholznutzung 64 (PöP), 70 (PöUh) bzw. 72 % (PöOh) des Bestandesmagnesiums entzogen.

AKTUELLE Mg-ERNÄHRUNGSSITUATION DER BESTÄNDE (Abb. 5.3.2-4 bis 5.3.2-6)

Das Verteilungsmuster der Magnesiumgehalte in den oberirdischen Baumkompartimenten weist im Standortvergleich große Ähnlichkeiten auf:

- Die höchsten Magnesiumkonzentrationen besitzen die jüngsten Nadeln, der Stammbast und die undifferenziert analysierte Astrinde. Die Konzentrationen bewegen sich zwischen 880 und 1400 mg/kg.

- Die Nadeln zeigen, abgesehen vom jeweils ältesten Nadeljahrgang der beiden Gneis-Standorte (PöP u. PöUh), einen Trend abnehmender Magnesiumgehalte mit zunehmendem Nadelalter. Besonders markant ist der Konzentrationsunterschied zwischen dem ersten und dem zweiten Nadeljahrgang ausgebildet. Die Magnesiumkonzentrationen der jüngsten Nadeln bewegen sich zwischen 880 und 1360 mg/kg Trockenmasse, die der älteren Nadeljahrgänge liegen zwischen 420 und 950 mg/kg. Im Standortvergleich weisen die Nadeln des Plateau-Standorts (PöP) deutlich höhere Magnesiumgehalte auf als die der beiden anderen Standorte.
- Die Magnesiumkonzentrationen des Stammbastes sind deutlich höher als die der toten Stammborke.
- Die mit Abstand geringsten Magnesiumgehalte zeigen die Holzkompartimente.

Auffallendstes Merkmal hinsichtlich der Magnesiumverteilung in den untersuchten Baumkompartimenten ist der ausgeprägte Konzentrationsabfall zwischen dem ersten und zweiten Nadeljahrgang. Dieser Gradient läßt auf eine angespannte aktuelle Magnesiumernährungssituation schließen, da im Falle einer Unterversorgung Magnesium von den älteren Assimilationsorganen in die jüngsten, stoffwechselaktivsten transloziert wird (MENGEL 1991). Der Transport erfolgt über die Assimilatleitbahnen des Phloems. Die gute Beweglichkeit des Magnesiums in den Siebzellen des Phloems (s. Vorbemerkungen) erklärt die relativ hohen Magnesiumkonzentrationen im Bast.

Die Beurteilung der Magnesiumernährung anhand der Spiegelwerte des ersten und dritten Nadeljahrganges bestätigt an den beiden ungekalkten Standorten die Magnesiummangelsituation. So ist - nach den Bewertungsstufen von HÜTTL (1992) - die aktuelle Magnesiumversorgung der beiden Hang-Bestände (PöOh u. PöUh) als „gering“ einzustufen. Hierauf weisen nicht nur die Magnesiumgehalte des 3. Nadeljahrganges, sondern auch die der jüngsten Nadeln hin, trotz der pflanzeninternen Magnesiumtranslokation. Besser sieht die Ernährungslage am gekalkten Plateau-Standort (PöP) aus. So besitzen die Nadeln dieses Fichtenbestands „mittlere“ (3. Nadeljahrgang) bis „hohe“ (1. Nadeljahrgang) Magnesiumgehalte. Der Grund für die bessere Magnesiumversorgung dieses Standorts dürfte in der 1989 erfolgten Kalkungsmaßnahme zu suchen sein. So deuten die bodenchemischen Werte darauf hin, daß ein magnesiumhaltiger Kalk ausgebracht worden ist. Darüber hinaus reicht in sauren Böden oftmals bereits die kalkungsbedingte pH-Anhebung aus, um die Magnesiumaufnahme der Pflanzen deutlich zu verbessern (SCHACHTSCHABEL et al. 1998).

ZUSAMMENFASSUNG Mg-HAUSHALT

Der Magnesiumhaushalt der drei Fichtenwaldökosysteme wird stark von auswaschungsbedingten Magnesiumverlusten bestimmt. Besonders betroffen sind hiervon das Kronendach, die Humusauflage, das Ökosystem als Ganzes sowie an den ungekalkten Standorten auch der Mineralboden.

Das Kronendach verhält sich sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr an allen drei Standorten als Magnesiumquelle. Mit 27 bis 66 Mol pro Hektar und Jahr sind die Magnesiumverluste jedoch um eine Zehnerpotenz niedriger als die Kaliumverluste. Trotz der Magnesiumauswaschung im Kronendach weist der Fichtenbestand an allen drei Standorten eine positive Jahresbilanz in Höhe von 5 bis 51 Mol pro Hektar auf.

Aus der Humusauflage werden an allen drei Standorten beträchtliche Mg-Mengen ausgewaschen. Hohe Nitratverluste weisen auf die Mineralisierung organischer Substanz als wichtigen Prozeß der Magnesiumfreisetzung hin. Die außergewöhnlich hohe Magnesiumauswaschung von nahezu 1,3 kmol Mg pro Hektar und Jahr am 1989 gekalkten Plateau-Standort (PöP) dürfte allerdings überwiegend auf die Auflösung des magnesiumhaltigen Kompensationskalks zurückzuführen sein.

Etwa die Hälfte der mit dem Humussickerwasser ausgetragenen Magnesiumfracht wird am gekalkten Standort vom Mineralboden aufgefangen. Weniger bestimmt von der Magnesiumflut aus der Humusauflage wird das Verhalten des Mineralbodens an den beiden ungekalkten Standorten, ist hier doch der Magnesiumeintrag aus der Humusauflage um rund 80 % niedriger. Bei beiden Standorten verhält sich der Mineralboden als Magnesiumquelle. Mit 310 Mol pro Hektar im Untersuchungsjahr weist der durchwurzelte Mineralboden des ungekalkten Gneis-Standorts (PöUh) einen dreimal so hohen Magnesiumverlust auf, wie der des magnesiumärmeren Quarzporphyr-Standorts (PöOh). Eine äußerst geringe Magnesiumsättigung von unter 1 % an den Austauschern des Mineralbodens legt den Schluß nahe, daß an den ungekalkten Standorten der überwiegende Teil des freigesetzten Magnesiums aus der Silikatverwitterung stammt.

Die gesamtökosystemare Bilanz zeigt für alle drei Waldökosysteme einen hohen Magnesiumverlust, der zu 82 bis 94 % auswaschungsbedingt ist. Mit 436 (PöP) bzw. 482 (PöUh) Mol Mg pro Hektar im Untersuchungsjahr ist der Magnesiumverlust an den beiden Gneis-Standorten doppelt so hoch wie am Quarzporphyr-Standort (PöOh). Die Magnesiumaufnahme der Bäume

aus dem Boden (Bestandeszuwachs) ist an allen drei Standorten in etwa so hoch wie die Gesamtdeposition.

Sehr geringe Magnesiumanteile von maximal 1 % am Kationenbelag des durchwurzelten Mineralbodens sowie eine Konzentration von 75 % der kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Magnesiumvorräte des Wurzelraums in der Humusaufgabe weisen am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) auf eine entkoppelte und angespannte Magnesiumernährungssituation hin. Aufgrund der anthropogenen Zuführung (magnesiumhaltigen) Kalks besitzt der zweite Gneis-Standort (PöP) mit 15 kmol pro Hektar einen mehr als doppelt so hohen Vorrat an kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbarem Magnesium, so daß seine Vorratssituation als „mittel“ eingestuft werden kann. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) war die Berechnung austauschbarer Vorräte des Mineralbodens aufgrund fehlender bodenphysikalischer Parameter nicht möglich.

„Geringe“ Magnesiumgehalte der Nadeln sowie Translokationsprozesse zwischen älteren und jüngeren Nadeln bestätigen an den beiden ungekalkten Standorten eine angespannte aktuelle Ernährungssituation. Am gekalkten Plateau-Standort (PöP) besitzen die Nadeln „mittlere“ bis „hohe“ Magnesiumgehalte.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

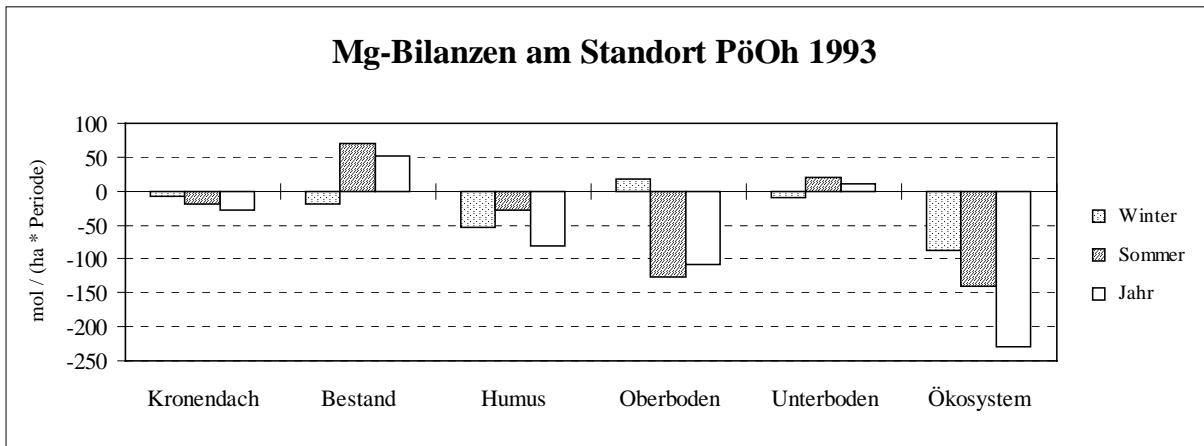


Abb. 5.3.2-1: Senken (+) und Quellen (-) des Magnesiums am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

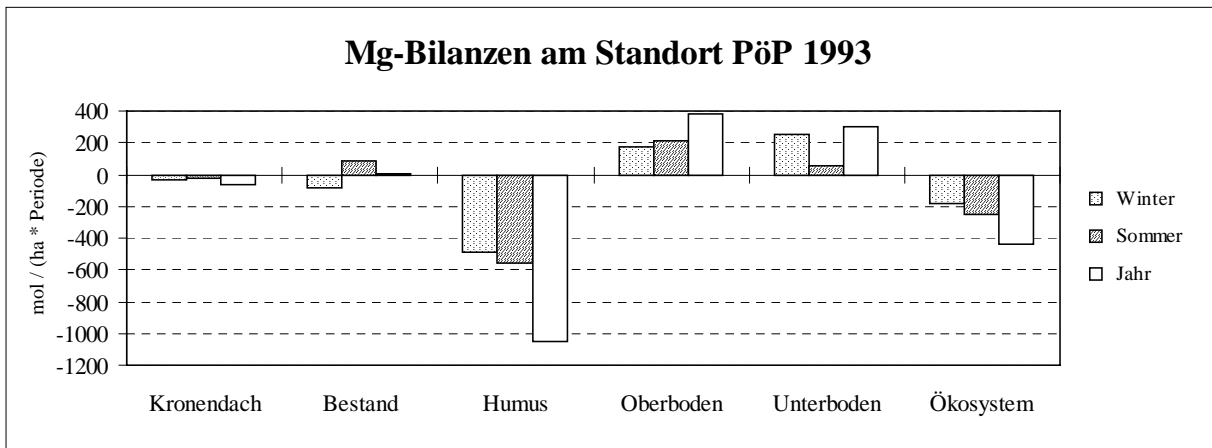


Abb. 5.3.2-2: Senken (+) und Quellen (-) des Magnesiums am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

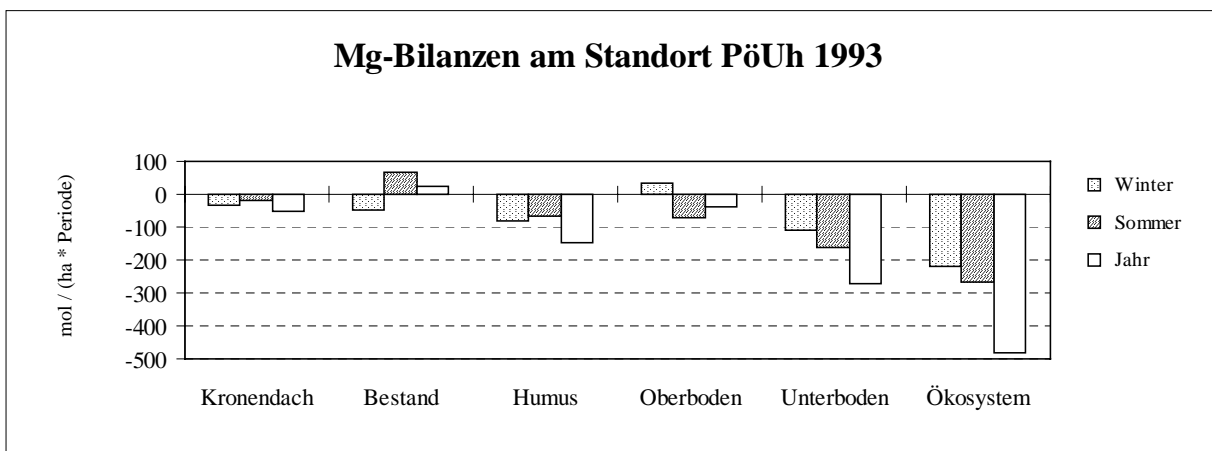


Abb. 5.3.2-3: Senken (+) und Quellen (-) des Magnesiums am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

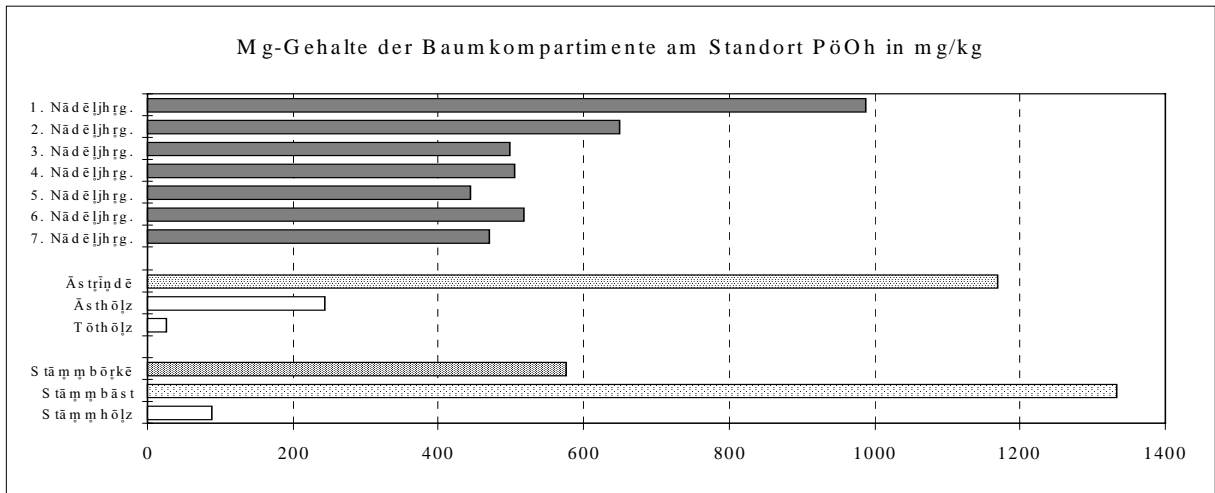


Abb. 5.3.2-4: Mg-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

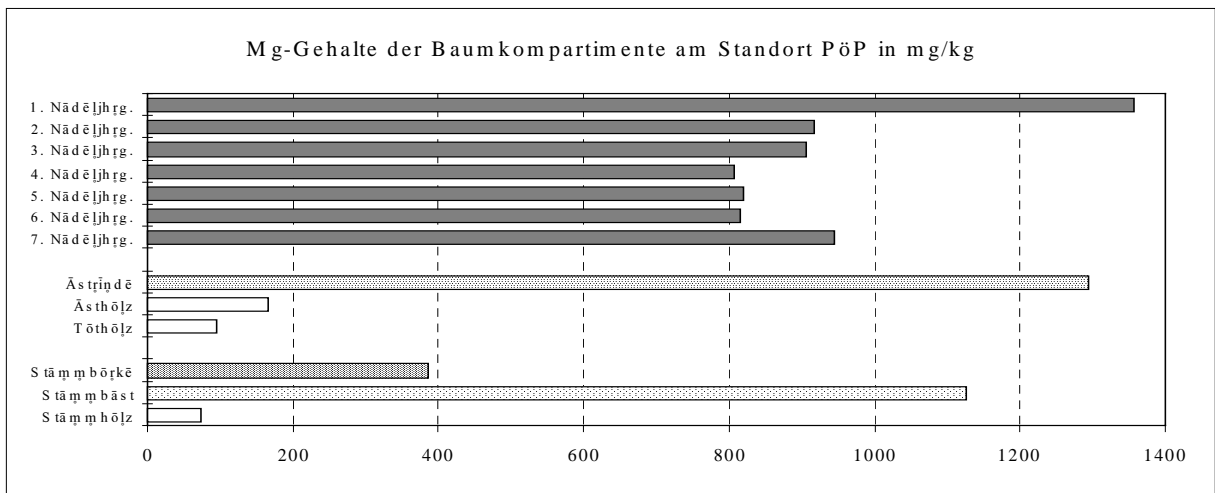


Abb. 5.3.2-5: Mg-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

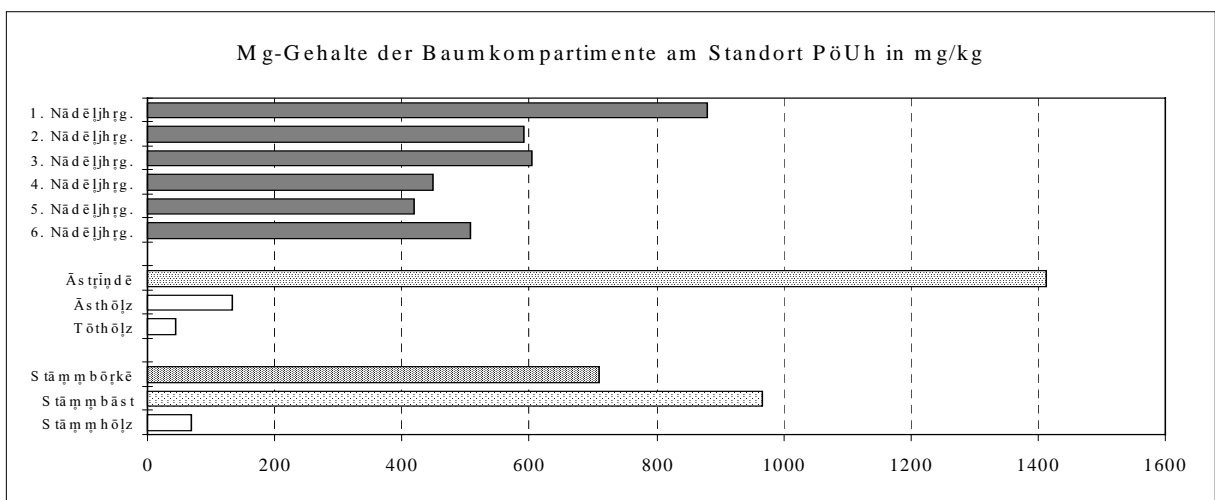


Abb. 5.3.2-6: Mg-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5.3.3 Calcium

VORBEMERKUNGEN

Nach dem Kalium stellt Calcium das quantitativ bedeutendste metallische Nährstoffkation für die meisten Pflanzen dar. Im Pflanzenstoffwechsel ist das Calcium ein wichtiger Antagonist zum Kalium. So wirkt es dem Kalium und anderen Alkaliionen durch Entquellen des Zellplasmas entgegen. Große Bedeutung hat das Calcium für den Aufbau, die Stabilität und Funktionalität von Zellmembranen und Zellwänden. Darüber hinaus sind Calciumionen Enzymaktivatoren und Regulatoren für zahlreiche Stoffwechselprozesse. Sehr wichtige Bedeutung hat das Calcium für das Wachstum meristematischer Gewebe. Nach AMBERGER (1988) erfordert die Zellstreckung im Vergleich zur Zellteilung eine etwa hundertfach höhere Calciumkonzentration. Bei einem hohen Calciumangebot in der Rhizosphäre - wie z. B. auf kalkreichen Böden - kann Calcium die Kaliumaufnahme der Wurzeln behindern (K/Ca-Antagonismus). Umgekehrt unterdrückt eine hohe Kaliumkonzentration in der Bodenlösung die Calciumaufnahme der Pflanze und kann sogar zu Calcium-Mangelschäden führen.

Im Ökosystem spielt Calcium eine bedeutende Rolle bei der Pufferung von Säureinträgen. So werden bei der Auflösung von autochthonen und eingetragenen „basisch wirkenden Kalken“, also von Calciumcarbonaten, -oxiden und -silikaten, Säureprotonen neutralisiert. In sauren Böden wird dabei die Basensättigung am Austauscherkomplex, durch Austausch von Kationsäuren oder Protonen gegen Calciumionen, erhöht. Austauschbar gebundene Calciumionen wiederum tragen zur Säurepufferung bei, wenn sie von Kationsäuren verdrängt werden.

Auch im Kronenraum der Waldökosysteme finden Pufferprozesse durch Kationenaustausch statt. Dringen deponierte Säuren in die Zellwände der Blattoberflächen ein, so werden Calcium- und Magnesiumionen, die an organische Zellwandsubstanzen - vor allem an die Carboxylgruppen der Pektinsäure - gebunden sind, gegen Protonen ausgetauscht. Zusammen mit den Säureanionen (zumeist Sulfat) verlassen die Erdalkaliionen den Kronenraum über den Bestandesniederschlag. Durch die im Transpirationswasser gelösten Calcium- und Magnesiumionen kann die Pufferkapazität in der Zellwand durch Rücktausch wiederhergestellt werden, so daß letztendlich die Protonenpufferung an der Blattoberfläche die Alkalinität und damit die Säureneutralisierungskapazität des Bodens vermindert. Anhand von Daten aus 24 Waldbeständen in Nordwestdeutschland zeigt ULRICH (1985), daß Laubwälder in Schutzlagen bis zu 87 % der eingetragenen Protonen im Kronenraum neutralisieren können. Nadelwälder in Schutzlagen erreichen Pufferungsquoten von 30 bis 60 %. In exponierten Lagen ist

die Pufferleistung an der Blattoberfläche zumeist geringer und kann sogar völlig zum Erliegen kommen. Dieser Expositionseffekt erklärt sich nach MATZNER & ULRICH (1984) aus dem depositionsbedingt unterschiedlichen bodenchemischen Zustand der Waldökosysteme. Da der Blattpuffer durch Aufnahme von Calcium- und Magnesiumionen aus dem Boden wiederhergestellt wird, hängt seine Kapazität von dem pflanzenverfügbaren Vorrat dieser Erdalkalitionen im Boden ab. Ist dieser Vorrat erschöpft, kann auch der Blattpuffer nicht mehr regeneriert werden.

Der Gesamt-Calciumgehalt der Böden liegt nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) zumeist zwischen 0,1 und 1,2 %. Carbonat- und Gipsböden weisen erheblich höhere, Sandböden dagegen häufig niedrigere Gehalte an Calcium auf. Wichtigste calciumhaltige Minerale in Böden sind Calcit, Dolomit, Gips, Plagioklase, Pyroxene, Amphibole, Epidot und Calciumphosphate. Da diese Minerale - abgesehen von einigen Calciumphosphaten - relativ leicht verwittern und Ca^{2+} -Ionen der Bodenlösung zu einem großen Teil von den Austauschern der Böden gebunden werden, liegt ein wesentlicher Teil des Gesamt-Calciums in austauschbarer Form vor. Dies gilt jedoch nicht für stark saure Böden. In ihnen werden die sorbierten Calciumionen zum größten Teil von Kationsäuren - insbesondere Aluminiumionen - und Protonen verdrängt. Im Unterschied zu den Kaliumionen werden die Calciumionen - aufgrund ihres relativ großen und stark gebundenen Hydratmantels - in den Zwischenschichten aufweitbarer Tonminerale nicht fest fixiert, sondern unter Beibehaltung ihrer Hydrathülle nur locker sorbiert, wodurch sie austauschbar bleiben. Mit der organischen Substanz können Calciumionen stabile Bindungen eingehen. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) zeigt die organische Substanz eine deutliche Selektivität für Erdalkalitionen gegenüber Alkalitionen und für Calciumionen gegenüber Magnesiumionen. Für die Bodenbildung kommt den Calciumionen eine größere Bedeutung zu, da sie die Ausflockung organischer und anorganischer Bodenkolloide bewirken und damit deren Verlagerung in tiefere Bodenschichten hemmen.

Innerhalb der Pflanze werden Calciumionen praktisch nur mit dem Transpirationswasser, aber nicht mit dem Phloemsaft, transportiert (MENGEL 1991). Dementsprechend ist die Calciumkonzentration im Phloemsaft außerordentlich niedrig. Aufgrund der Phloemimmobilität kann das Calcium nicht aus älteren Pflanzenorganen in jüngere transloziert werden. So treten Calciummangelsymptome immer zuerst an den Wachstumsspitzen der jüngsten Organe auf.

Calcium-Mangel ist zumeist nicht durch äußerlich sichtbare Symptome gekennzeichnet. Häufig bleiben die Pflanzen nur in ihrem Wachstum zurück (HALLSWORTH et al. 1957). Ca-Mangelschäden beginnen mit dem Aufweichen der Zellwände und führen zum Verstopfen der Gefäße, wodurch der Stofftransport behindert wird und sekundäre Schäden folgen (MENGEL 1991). Besonders betroffen sind meristematische Sproß- und Wurzelgewebe. So verhindert Ca-Mangel die Ausbildung von Wurzelhaaren.

Flußwasser enthält im allgemeinen 1 bis 2 mg Calcium pro Liter, sofern das Gewässer nicht von Kalk- oder Gipsgebieten beeinflusst ist (STREIT 1994). Der Richtwert für Trinkwasser gemäß der EU-Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch liegt bei 100 mg Calcium pro Liter. Der in der Trinkwasserverordnung festgelegte Grenzwert für Calcium in Trinkwasser beträgt 400 mg/l (HÜTTER 1992).

KOMPARTIMENTBILANZEN (*Abb. 5.3.3-1 bis 5.3.3-3; Tab. 4.5.5, 4.5.17 u. 4.5.29*)

Wie gegenüber dem Kalium und Magnesium, so verhält sich auch beim Calcium das **Kronendach** an allen drei Untersuchungsstandorten ganzjährig als Quelle. Auch in diesem Fall können die Kronendachverluste nahezu vollständig als Pflanzenauswaschung betrachtet werden. Der Mechanismus der Calciumauswaschung aus den Zellwänden der organischen Oberflächen infolge Abpufferung saurer Depositionen wurde oben im Text (s. „Vorbemerkungen“) beschrieben. Besonders betroffen von der Kronendachauswaschung sind die Bestände der beiden Gneis-Standorte (PöP u. PöUh), die mit 140 Mol Ca pro Hektar und Jahr gegenüber dem Bestand auf Quarzporphyr (PöOh) eine 3,5 mal so hohe Auswaschungsrate zeigen. An allen drei Standorten ist die Ca-Auswaschung im Sommerhalbjahr stärker ausgeprägt als im Winterhalbjahr. Ein Vergleich der ausgewaschenen Jahresfrachten von Kalium, Calcium und Magnesium zeigt Verhältnisse von 11 : 1,5 : 1 am Quarzporphyr-Standort (PöOh), 10 : 2,5 : 1 am Unterhang-Standort (PöUh) und 8 : 2 : 1 am Plateau-Standort (PöP).

Trotz der Calciumauswaschung im Kronendach weist der **Bestand** an den beiden Hang-Standorten (PöOh u. PöUh) eine positive Jahresbilanz auf. Am Oberhang-Standort bildet er sogar die einzige Ca-Senke. Ausgeglichen ist die Jahresbilanz des Bestandes am Plateau-Standort (PöP). In diesem Fichtenbestand heben sich Calciumabgabe und -aufnahme nahezu vollständig auf, als Folge des außergewöhnlich hohen Streufallereignisses im Winterhalbjahr (s. Kapi-

tel 4.2.1). Bedeutendster Quellprozeß ist an allen drei Standorten der Calciumverlust über den Streufall. So übersteigt er die Kronendachauswaschung um die Faktoren 5,6 (PöOh), 2,6 (PöP) und 1,3 (PöUh). In der Höhe der Ca-Aufnahme aus dem Boden (Pflanzenaufnahme) unterscheiden sich die drei Fichtenbestände wenig. So nahmen die drei Bestände im Untersuchungsjahr zwischen 432 und 466 Mol Ca pro Hektar auf.

Die Calciumdynamik in der **Humusaufgabe** weist große Ähnlichkeiten zum Magnesiumhaushalt auf. So verhält sich die Humusaufgabe im gesamten Untersuchungsjahr als Quellkompartiment für das Calcium, die Austräge durch die Pflanzenaufnahme treten deutlich hinter dem Calciumexport mit dem Humussickerwasser zurück und am gekalkten Plateau-Standort (PöP) sind die Calciumverluste besonders hoch. Der Vergleich der Quellprozesse zeigt, daß - in ähnlichen Anteilen wie beim Magnesium - 95 (PöP), 93 (PöOh) bzw. 91 (PöUh) % der Calciumabgabe auf den Calciumaustrag mit dem Humussickerwasser entfällt. Wie bereits beim Magnesiumhaushalt der Humusaufgabe beschrieben wurde, ist - aufgrund der hohen Nitratauswaschung - davon auszugehen, daß an den ungekalkten Standorten (PöOh u. PöUh) der überwiegende Teil des Calciums durch die Mineralisierung organischer Substanz freigesetzt wurde. Am gekalkten Plateau-Standort (PöP) ist der Calciumverlust der Humusaufgabe zweieinhalbmals so hoch wie an den ungekalkten Standorten. Dies deutet darauf hin, daß auch vier Jahre nach der Kalkung noch Kalkreste vorhanden sind und/oder die organischen Austauscher kalkungsbedingt eine hohe Calciumsättigung aufweisen.

Während an den Gneis-Standorten von der Calciumfracht des Humussickerwassers 22 % (PöP) bzw. 26 % (PöUh) im **Oberboden** verbleibt und 15 (PöP) bzw. 39 % (PöUh) von den Pflanzenwurzeln aufgenommen wird, rauscht der Calciumfluß am Quarzporphyr-Standort (PöOh) nahezu unvermindert durch dieses Bodenkompartment. Somit verhält sich der Oberboden an den Gneis-Standorten als Calciumsenke, während er am Quarzporphyr-Standort einen Calciumverlust in Höhe der Pflanzenaufnahme aufweist. Die ausgeprägte Senkenfunktion des Oberbodens am gekalkten Plateau-Standort (PöP) spiegelt sich auch in der Austauscherbelegung wider. So beträgt die Calciumsättigung im Oberboden dieses Standorts 38 bis 20 % (s. Kapitel 5.1.2 u. Abb. 8.2) gegenüber 3 % am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh, Abb. 8.3).

Im **Unterboden** überwiegt an allen drei Standorten die Quellfunktion, sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr. An den ungekalkten Standorten entfallen 75 (PöOh) bzw. 76 % (PöUh) des Calciumaustrags auf die Calciumauswaschung mit dem Sickerwasser. Extreme - zu 93 % durch Auswaschung bedingte - Calciumverluste zeigt der Unterboden am gekalkten Plateau-Standort (PöP), wo sie mit über 2 kmol pro Hektar und Jahr 10 (gegenüber PöUh) bzw. 17 mal (gegenüber PöOh) höher sind als an den ungekalkten Standorten. Sowohl die hohe Calciumauswaschungsrate, als auch die im Vergleich zum Oberboden deutlich geringere Calciumsättigung des Unterbodens am Plateau-Standort (s. Abb. 8.2) lassen vermuten, daß die Calciumsorption im Unterboden gegenüber den Verhältnissen im Oberboden deutlich erschwert ist. So drängt sich der Interpretationsschluß auf, daß nach der Kalkung eines sauren Bodens die freigesetzten Calciumionen erheblich stärker von der organischen Substanz sorbiert werden als von den anorganischen Austauschern. Die Calciumverluste der Humusauf-lage wären in diesem Zusammenhang weniger auf Desorptionsprozesse, sondern vorwiegend auf die Lösung der anorganischen Kalkpartikel zurückzuführen. Für diese Überlegungen sprechen die kontinuierliche Abnahme der Calciumsättigung mit abnehmendem Humositäts-grad der Bodenhorizonte (s. Kapitel 5.1.2 u. Abb. 8.2) sowie die oben in den Vorbemerkungen beschriebene hohe Selektivität der organischen Substanz für Calciumionen. Daß jedoch auch im Unterboden die Calciumsättigung zugenommen hat, zeigt der Vergleich mit den ungekalk-ten Standorten. So weisen der B_{sv}- und B_v-Horizont des gekalkten Standorts mit einer Calci-umsättigung von 7 bis 5 % eine zwei- bis viermal so hohe Calciumsättigung auf wie die Unterböden der ungekalkten Standorte (s. Kapitel 5.1.2 u. Abb. 8-1 bis 8-3).

Die **Ökosystembilanz** ist für das Calcium an allen drei Standorten deutlich negativ. Die bei weitem höchsten Calciumverluste weist der gekalkte Plateau-Standort (PöP) auf. So verlassen hier 2,6 kmol Calcium pro Hektar und Jahr das Waldökosystem. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) beträgt der Jahresverlust 0,6 kmol/ha. Den geringsten Verlust weist der Unterhang-Standort (PöUh) auf mit weniger als 0,4 kmol Calcium pro Hektar und Jahr.

Wie beim Magnesium, so ist auch beim Calcium an allen drei Standorten der Calciumaustrag mit dem Sickerwasser der wichtigste Quellprozeß. Er übertrifft den Calciumentzug durch die Derbholznutzung um Faktor 2,5 (PöOh) bzw. 1,9 (PöUh) an den ungekalkten Standorten und Faktor 18 am gekalkten Plateau-Standort. Während am Oberhang-Standort (PöOh) und am Plateau-Standort (PöP) die Calciumdeposition um 11 bzw. 23 % höher ausfällt als der Calci-umentzug durch die Derbholznutzung, wird am Unterhang-Standort (PöUh) die Gesamtdepo-

sition um 24 Mol Calcium pro Hektar und Jahr vom Derbholzzuwachs übertroffen. Aufgrund der hohen Auswaschungsraten muß von einer starken Calciumverarmung der untersuchten Waldökosysteme gesprochen werden. In den ungekalkten Ökosystemen (PöOh, PöUh) dürften die Mineralisierung organischer Substanz, die Silikatverwitterung und die Calciumdesorption die wichtigsten Quellprozesse darstellen. An der hohen Verlustrate des gekalkten Ökosystems (PöP) können die Mineralisierung organischer Substanz und die Silikatverwitterung aus Kapazitätsgründen nur einen kleinen Anteil haben. Anhand der Kompartimentbilanzen und der relativ hohen Ca-Sättigung des Mineralbodens kann davon ausgegangen werden, daß an diesem Standort die Ca-Freisetzung überwiegend auf Kalklösung und/oder Ca-Desorption kalkbürtigen Calciums in der Humusaufgabe sowie vor allem auf Calciumdesorption im Unterboden beruht.

Die Calciumkonzentrationen des **Bachwassers** lagen an allen Untersuchungsterminen zwischen 9 und 13 mg/l (Abb. 8-33). Gegenüber dem von STREIT (1994) angegebenen normalen Calciumwert von Fließgewässern nichtkalkiger Einzugsgebiete (s. Vorbemerkungen) ist die Calciumkonzentration des Pöbelbachs somit um Faktor 4,5 bis 6,5 überhöht. Die relative hohen Calciumkonzentrationen könnten ein Indiz dafür sein, daß sich die 1989 erfolgte Kalkung des Plateaubestandes bis ins Grundwasser ausgewirkt hat. Unterstützt wird diese Annahme durch den Vergleich der Calciumfrachten von Sickerwässern und Bachwasser. So ist die Calciumaustragsrate mit den Sickerwässern am unteren Rand der Waldökosysteme an den beiden ungekalkten Standorten um 44 (PöOh) bzw. 71 % (PöUh) niedriger als der Gebietsaustrag mit dem Bachwasser und am gekalkten Plateau-Standort (PöP) um Faktor 2,3 höher. Eine Abschätzung der Calciumfreisetzung aus den natürlichen Ressourcen des untersuchten Einzugsgebiets ist aufgrund des anthropogenen Kalkeintrags nicht möglich. Die Untersuchung des Austauscherkomplexes am Standort Pöbelbach-Unterhang (PöUh) zeigte einen Anstieg der Ca-Sättigung von 3 % oberhalb der Versauerungsfront auf über 40 % unterhalb der Front (Abb. 8.3). Somit kann davon ausgegangen werden, daß in tieferen Bereichen der wasserungesättigten Zone ein Großteil der aus dem Wurzelraum gewaschenen Calciumionen sorbiert wird.

PFLANZENVERFÜGBARE Ca-VORRÄTE (Abb. 8-1 bis 8-3; Tab. 4.6-1 bis 4.6-9)

Wie beim Kalium und Magnesium, so bildet die **Humusaufgabe** auch hinsichtlich des kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) pflanzenverfügbaren Calciums das quantitativ bedeutendste Reservoir in den untersuchten Waldökosystemen. Im Vergleich der beiden Gneis-Standorte weist die organische Auflage am Plateau-Standort (PöP) mit 15 kmol/ha erheblich höhere Ca-Vorräte auf als am Unterhang-Standort (PöUh) mit 5 kmol/ha. Dieser deutliche Unterschied ist in nahezu gleicher Größenordnung auch beim Vergleich der Magnesiumvorräte zu beobachten und kann auf die 1989 erfolgte Kompensationskalkung (s. u.) zurückgeführt werden.

Mit 18 kmol/ha besitzt die Humusaufgabe des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) die höchsten Ca-Vorräte. Eine Kompensationskalkung kann als Ursache ausgeschlossen werden, da zum einen ein entsprechender Hinweis in den gewissenhaft geführten Forstbetriebsbüchern nicht vorhanden ist und zum anderen der Oberboden eine geringere Ca-Sättigung besitzt als der Unterboden.

An allen drei Standorten weisen hohe - vor allem auswaschungsbedingte - Calciumverluste der Humusaufgabe im Untersuchungsjahr (s. „Kompartimentbilanzen“) darauf hin, daß in den kommenden Jahren mit einem starken Schwund der Ca-Vorräte zu rechnen ist. Sollte sich die für das Untersuchungsjahr berechnete Verlustrate an Calcium in den Folgejahren nicht wesentlich ändern, dürfte der Ca-Vorrat der Humusaufgabe am Quarzporphyr-Standort (PöOh) in 80 Jahren, am Unterhang-Standort (PöUh) in 20 Jahren und am gekalkten Plateau-Standort (PöP) in 25 Jahren verbraucht sein. Am letztgenannten Standort ist allerdings davon auszugehen, daß die hohe Auswaschungsrate von fast 1,3 kmol Ca pro Hektar und Jahr nach Aufzehrung des kalkbürtigen Calciumvorrats deutlich zurückgehen wird.

Der kurz- bis mittelfristig verfügbare Ca-Vorrat des Mineralbodens bis in 70 cm Tiefe (Vorrat an NH_4Cl -austauschbar gebundenem Calcium) ist am Plateau-Standort (PöP) mit über 22 kmol/ha unerwartet hoch. Mehr als die Hälfte dieses Calciumvorrats befindet sich im Oberboden. Am Unterhang-Standort (PöUh) ist der austauschbare Ca-Vorrat mit insgesamt 4 kmol/ha erheblich niedriger und liegt zu mehr als 80 % im Unterboden vor. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) war die Berechnung des austauschbaren Ca-Vorrats aufgrund fehlender bodenphysikalischer Parameter nicht möglich.

Die im Standortvergleich relativ hohen Ca-Vorräte in der Humusaufgabe und im Oberboden des Plateau-Standorts (PöP) resultieren zum größten Teil aus der Kalkungsmaßnahme, die zur

Kompensation der sauren Niederschläge 1989 durchgeführt worden ist. Damals ist eine Kalkmenge von 2,5 t/ha im Plateau-Bereich ausgebracht worden, was einer Ca-Menge von 25 kmol/ha entsprechen würde, geht man von reinem „kohlen-sauren Kalk“ (CaCO_3) aus. Die Untersuchung des Austauscherkomplexes zeigt, daß sich die Kalkungsmaßnahme in den ersten 3 Jahren nach der Kalkung auf den Austauscherbelag des gesamten Wurzelraums ausgewirkt hat. So sinkt die Ca-Sättigung tiefenwärts sukzessive von 38 % auf 14 % in den humosen Bodenhorizonten (A_e - u. B_{hsv} -Horizont) und von 7 auf 5 % in den darunterliegenden Unterbodenhorizonten des Wurzelraums. Im Vergleich mit den Ca-Sättigungen des Mineralbodens am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) weist der Oberboden des Plateau-Standorts eine sieben- bis dreizehnfach höhere Ca-Sättigung auf und der durchwurzelte Unterboden eine drei- bis vierfach höhere (s. auch Kapitel 5.1.2).

Die Bewertung der **kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Calciumvorräte im effektiven Wurzelraum** (Gesamtvorrat der Humusaufgabe + NH_4Cl -austauschbar gebundener Vorrat des Mineralbodens bis in 70 cm Bodentiefe) nach den Richtlinien des AK STANDORTS-KARTIERUNG (1996) ergibt folgendes Bild:

Der Ca-Vorrat am Plateau-Standort (PöP) ist mit 37,3 kmol Calcium pro Hektar als „mittel“ einzustufen. Abzüglich der kalkungsbedingten Ca-Zufuhr (s. o.) ergäbe sich eine „mäßige“ (geringe bis mittlere) Versorgungslage. Am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) stehen dem Fichtenbestand je Hektar nur 9 kmol Calcium kurz- bis mittelfristig im Wurzelraum zur Verfügung. Diese Ca-Versorgungssituation ist als „gering“ zu bewerten. Die Dominanz der Humusaufgabe als Reservoir pflanzenverfügbarer Nährstoffe fällt beim Calcium nicht so deutlich aus wie beim Kalium und Magnesium. So befinden sich am gekalkten Plateau-Standort (PöP) 59 % und am Unterhang-Standort (PöUh) 56 % der kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Ca-Vorräte des Wurzelraums in der Humusaufgabe.

Der **Ca-Vorrat in der oberirdischen Biomasse der Fichtenbestände** beträgt 6,9 (PöOh), 5,9 (PöP) und 6,8 (PöUh) kmol pro Hektar. Somit bilden die Bestände ebenfalls ein wichtiges Reservoir für mittelfristig pflanzenverfügbares Calcium. Am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) ist der Bestandesvorrat an Calcium sogar höher als der NH_4Cl -austauschbar gebundene Vorrat des Mineralbodens. Durch die Derbholznutzung werden den Waldökosystemen allerdings 70 % (PöOh), 61 % (PöP) bzw. 71 % (PöUh) dieser Vorräte entzogen.

AKTUELLE Ca-ERNÄHRUNGSSITUATION DER BESTÄNDE (Abb. 5.3.3-4 bis 5.3.3-6)

Das Verteilungsmuster der Calciumgehalte in den oberirdischen Baumkompartimenten der drei untersuchten Forstbestände weist folgende Charakteristika auf:

- Im Vergleich der Nadelspiegelwerte besitzen die jüngsten Nadeln an allen drei Standorten die geringsten Calciumgehalte. Ein eindeutiger altersbezogener Trend ist nur am Plateau-Standort (PöP) ausgebildet. Hier steigen die Calciumgehalte mit zunehmendem Nadelalter an.
- Im Standortvergleich zeigen die Nadeln am Oberhang-Standort (PöOh) und am Plateau-Standort (PöP) ähnlich hohe Calciumgehalte, während die Nadeln des Unterhang-Bestandes (PöUh) niedrigere Calciumgehalte aufweisen.
- Die Calciumgehalte im Stammbast und in der Stammborke sind in etwa gleich hoch. Gegenüber den Nadelspiegelwerten sind die Calciumgehalte der Rindenkompartimente an den beiden Hang-Standorten (PöOh u. PöUh) deutlich höher. Am Plateau-Standort (PöP) liegen sie im Bereich der Nadelspiegelwerte.
- Die mit Abstand geringsten Calciumgehalte zeigen die Holzkompartimente, vor allem das Totholz.

Der Ca-Bedarf der Bäume hängt von den Umweltbedingungen, denen der Bestand ausgesetzt ist, ab. Unter günstigen Umweltbedingungen ist der Ca-Bedarf zur Aufrechterhaltung des Bau- und Betriebsstoffwechsels gering, so lange eine kontinuierliche Ca-Versorgung der Pflanzen gewährleistet ist (WALLACE et al. 1966). Treten jedoch potentiell toxische Ionen im Nährmedium auf, wie z. B. Al^{3+} , oder findet infolge saurer Depositionen eine starke Ca-Auswaschung im Kronenraum statt, so steigt der Ca-Bedarf stark an. Da an den Untersuchungsstandorten zum einen ein sehr hoher Säureeintrag erfolgt (s. Kapitel 5.1.3) und zum anderen die Aluminiumsättigung an den Austauschern des Bodens (Abb. 8.1 bis 8.3) sowie die Aluminiumkonzentration in der Bodenlösung (Abb. 8.10 bis 8.12) sehr hoch ist, dürfte an allen drei Standorten ein überdurchschnittlich hoher Ca-Bedarf bestehen. Nach HÜTTL (1992) sind Ca-Gehalte zwischen 3 und 5 mg/g in dem ersten Nadeljahrgang als „hoch“ zu bewerten. Diese Voraussetzung ist an dem Quarzporphyr-Standort (PöOh) und dem gekalkten Plateau-Standort (PöP) erfüllt. Demgegenüber zeigt der Unterhang-Standort (PöUh) mit weniger als 3 mg/g in den jüngsten Nadeln eine „mittlere Ca-Versorgung“ an. Die Ca-Gehalte

der Nadeln des 3. Nadeljahrganges bestätigen die Ergebnisse an den beiden Hang-Standorten, während sie am Plateau-Standort eine „mittlere Ca-Versorgung“ dokumentieren.

Im Vergleich der Spiegelwerte von Nadeln unterschiedlichen Alters fällt auf, daß an allen Standorten die jüngsten Nadeln auch die geringsten Ca-Konzentrationen aufweisen. Dieses Erscheinungsbild entspricht den Erwartungen, da Calcium in der Pflanze nur in akropetaler Richtung - mit dem Xylemstrom - verlagert werden kann (s. o. unter „Vorbemerkungen“). In den Assimilatleitbahnen des Phloems (Siebröhren) bildet Calcium schwerlösliche Phosphate und wird somit immobil in basipetaler Richtung (STRASBURGER et al. 1983). Demzufolge reichert sich Calcium in den Nadeln, die am meisten transpiriert haben, an. Der Trend ansteigender Calciumgehalte mit zunehmendem Nadelalter ist jedoch nur am Plateau-Standort (PöP) eindeutig ausgebildet. Möglicherweise spiegeln die wieder leicht zurückgehenden Ca-Gehalte in den ältesten Nadeljahrgängen an den beiden Hang-Standorten (PöOh u. PöUh) Auswaschungsvorgänge durch Säuredeposition wider. Die Auswaschung von Calcium im Kronenraum der Bäume dürfte sich vor allem in den älteren Nadeln aufgrund deren längerer Expositionszeit äußern.

Unerwartet hohe Ca-Gehalte weist der Bast der Probestämme auf. So ist bekannt, daß der Phloemsaft - aufgrund der geringen Membranpermeabilität der Siebzellen für Ca^{2+} - nur extrem niedrige Ca-Konzentrationen enthält (s. o. unter „Vorbemerkungen“). Höhere Ca^{2+} -Konzentrationen im Cytoplasma bewirken die oben angesprochenen Ausfällungen mit Phosphat und wirken toxisch (MENGEL 1991). HANSON (1984) geht sogar davon aus, daß zur Aufrechterhaltung der niedrigen Ca-Konzentrationen im Cytoplasma Calciumionen permanent aus dem Cytoplasma zurück in den Apoplasten (Bezeichnung für das gesamte zusammenhängende Zellwandnetz) oder in die Vakuole und andere Zellorganellen gepumpt werden. Somit ist als Erklärung der hohen Ca-Gehalte im Bast eine Anreicherung des Calciums in den Plasmamembranen der Siebelemente, im angrenzenden Apoplasten und in den Zellwänden der sklerenchymatischen Bastfasern naheliegend, zumal Calcium als Strukturelement der Mittellamelle in Form von Ca-Pektinaten zur Versteifung der Zellwände beiträgt. Für diese Erklärung sprechen auch die in etwa gleich hohen Ca-Konzentrationen der Stammborke. Eine nennenswerte Calciumakkumulation auf den rauhen Pflanzenoberflächen kann aufgrund der ähnlich hohen Calciumkonzentrationen in Borke und Bast (Tab. 4.6-8) ausgeschlossen werden.

ZUSAMMENFASSUNG Ca-HAUSHALT

Vergleichbar dem Magnesiumhaushalt wird auch der Calciumhaushalt der drei Fichtenwald-Ökosysteme von starken Auswaschungsverlusten bestimmt. Besonders hohe Auswaschungsraten zeigen die Humusauflage, der Unterboden und das Ökosystem als Ganzes.

Das Kronendach fungiert an allen drei Standorten als Calciumquelle, sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr. Mit 40 bis 140 Mol pro Hektar und Jahr sind die Calciumverluste etwa doppelt so hoch wie die Magnesiumverluste, aber erheblich geringer als die Kaliumverluste.

Während die Humusauflage und der Unterboden an allen drei Standorten durch hohe Calciumverluste gekennzeichnet sind, erweisen sich als wichtigste Ca-Senken der Bestand am Quarzporphyr-Standort (PöOh) und der Oberboden an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh). Insgesamt ergibt sich für das Calcium an allen drei Untersuchungsstandorten eine deutlich negative Ökosystembilanz. An den beiden ungekalkten Standorten betragen die ökosystemaren Calciumverluste im Untersuchungsjahr 0,6 (PöOh) bzw. 0,36 (PöUh) kmol pro Hektar. Mit 2,6 kmol pro Hektar weist der 1989 gekalkte Plateau-Standort (PöP) die bei weitem höchsten Calciumverluste im Untersuchungsjahr auf, als Folge hoher Auswaschungsverluste aus der Humusauflage und vor allem aus dem Unterboden. An diesem Standort dürfte die Ca-Freisetzung zum größten Teil auf Kalklösung in der Humusauflage und Desorption vorwiegend kalkbürtiger Calciumionen im Unterboden zurückzuführen sein. Der ökosystemare Calciumentzug über die Derbholznutzung entspricht an allen drei Standorten in etwa der Calciumdeposition.

Aufgrund der Kompensationskalkung besitzt der Plateau-Standort (PöP) im Standortvergleich die höchsten „kurz- bis mittelfristig verfügbaren Calciumvorräte“. Die Kalkungsmaßnahme macht sich drei Jahre nach der Kalkung im Austauschbelag des gesamten Wurzelraums bemerkbar, vor allem in den humosen Bodenhorizonten. Während die Versorgung mit „kurz- bis mittelfristig im Wurzelraum zur Verfügung stehenden Calciumvorräten“ am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) als „gering“ einzustufen ist, hebt die Kalkungsmaßnahme am Plateau-Standort die Ca-Versorgung auf ein „mittleres“ Niveau an. Für den Quarzporphyr-Standort (PöOh) ließ sich der austauschbar gebundene Ca-Vorrat nicht berechnen; seine Humusauflage weist jedoch im Standortvergleich die höchsten Ca-Vorräte auf. Die Dominanz der Humusauflage als Reservoir pflanzenverfügbarer Nährstoffe ist beim Calcium deutlich schwächer

ausgeprägt als beim Kalium und Magnesium. Ein weiteres bedeutsames Reservoir mittelfristig zur Verfügung stehenden Calciums stellt der stehende Bestand dar, vorausgesetzt sein Derbholz würde nicht genutzt werden.

Die Bewertung der aktuellen Calciumversorgung der Fichten anhand der Nadelspiegelwerte fällt günstiger aus, als die Bodenverhältnisse erwarten lassen. So weist der Bestand am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) eine „mittlere“, am gekalkten Gneis-Standort (PöP) eine „mittlere bis hohe“ und am Quarzporphyr-Standort (PöOh) eine „hohe“ aktuelle Ca-Versorgung auf.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

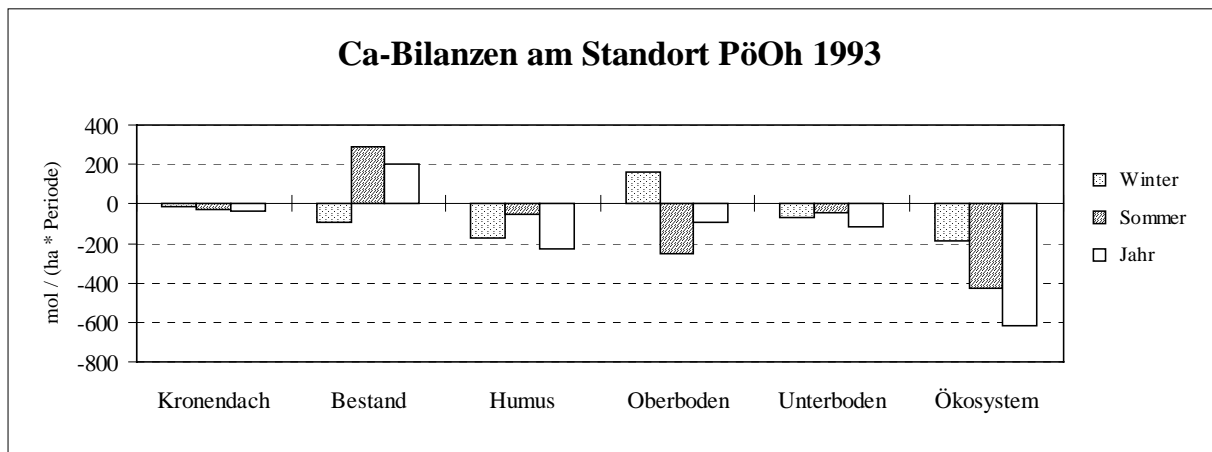


Abb. 5.3.3-1: Senken (+) und Quellen (-) des Calciums am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

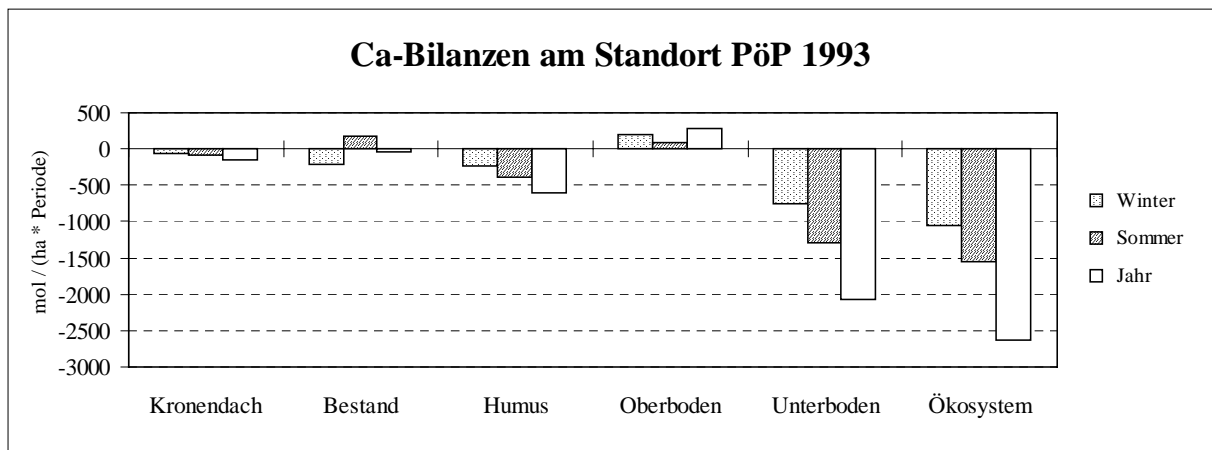


Abb. 5.3.3-2: Senken (+) und Quellen (-) des Calciums am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

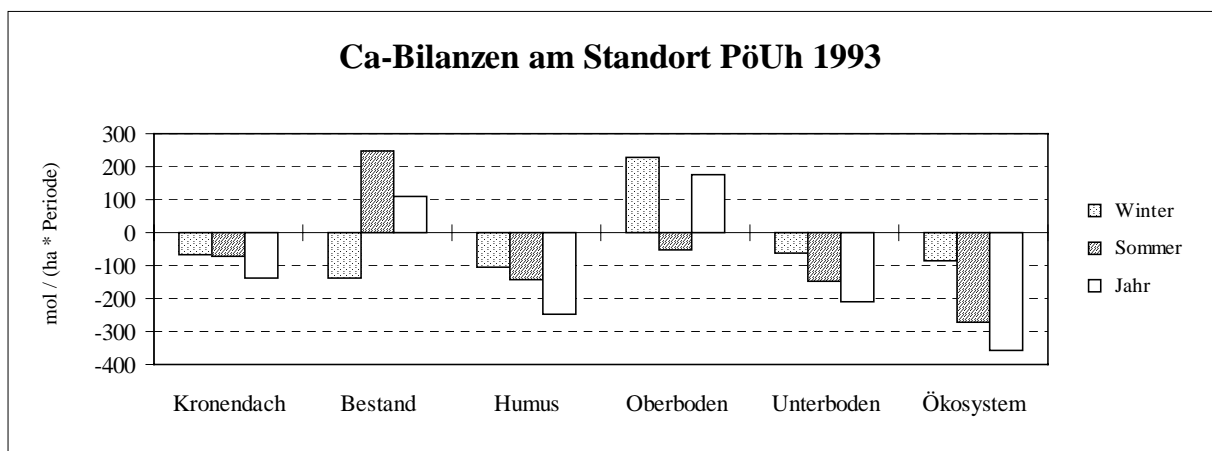


Abb. 5.3.3-3: Senken (+) und Quellen (-) des Calciums am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

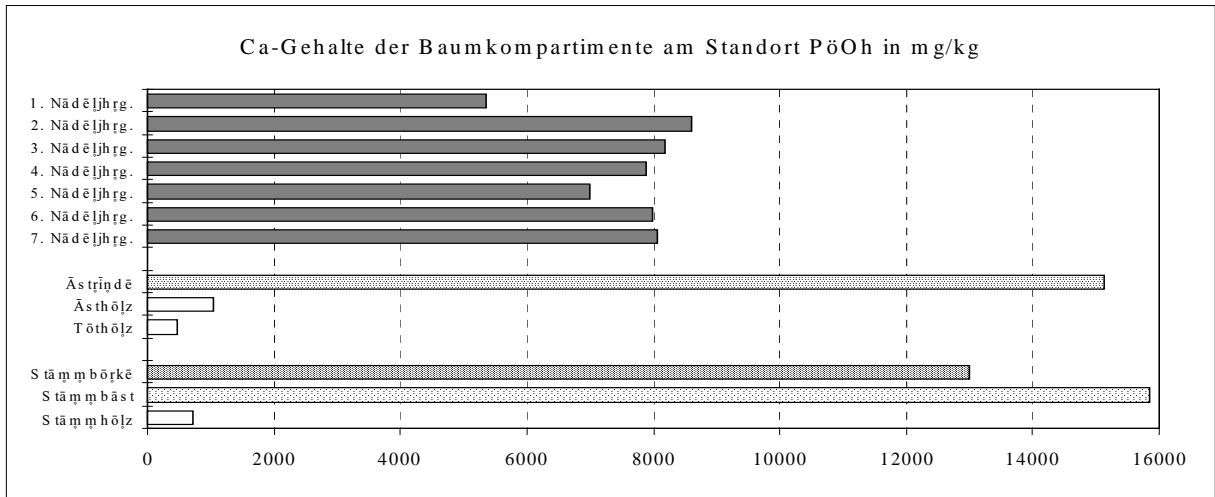


Abb. 5.3.3-4: Ca-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

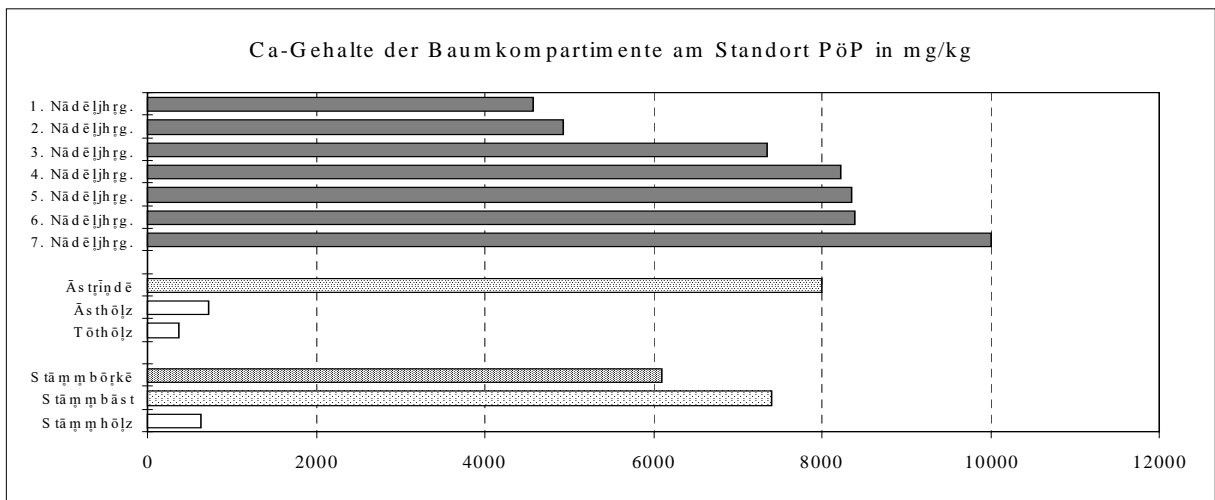


Abb. 5.3.3-5: Ca-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

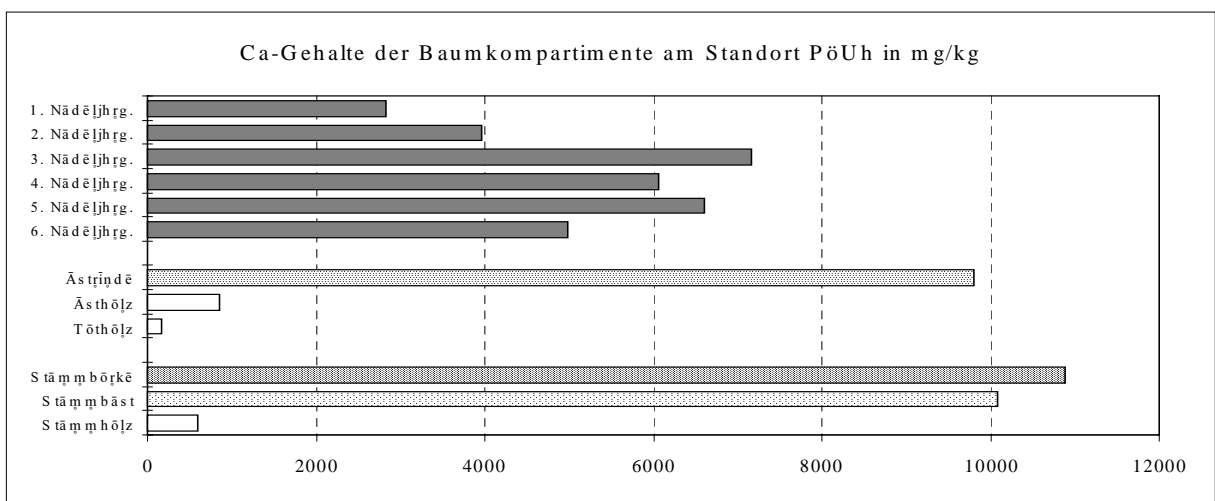


Abb. 5.3.3-6: Ca-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

5.3.4 Phosphor

VORBEMERKUNGEN

Im Unterschied zu den zuvor genannten Pflanzennährstoffen liegt Phosphor in der Pflanze als Anion vor, und zwar stets in seiner höchsten Oxidationsstufe. Er ist nicht nur Baustein lebensnotwendiger Zellbestandteile, wie z. B. der Phosphoproteide, der Phospholipoide und der Nucleinsäuren, sondern erfüllt darüber hinaus zahlreiche Funktionen als Energieträger. Durch die wechselseitige Bildung und Spaltung energiereicher Phosphate wird die für den Energiehaushalt und Baustoffwechsel der Zellen notwendige Energiespeicherung und -abgabe gesteuert. Darüber hinaus sind Phosphationen in den Funktionsgruppen von Enzymen und Coenzymen eingebaut. Bei Phosphormangel kommt es zunächst zu einer Hemmung bzw. zu einem Stillstand des Wachstums und nach längerem (mitunter mehrjährigem) Verharren in diesem Zustand zu Absterbeerscheinungen, beginnend an den älteren Blättern (BERGMANN 1993).

Für den Phosphor-Haushalt eines Ökosystems spielt die Art der Phosphor-Fixierung im Boden eine entscheidende Rolle. Selbst bei hohen Phosphorgesamtgehalten im Boden bleibt die P-Konzentration der Bodenlösung meist sehr gering (häufig $< 0,1$ mg/kg), da im Boden starke Bestrebungen bestehen, Phosphor zu binden. Somit ist für eine ausreichende Pflanzenernährung eine laufende Nachlieferung des durch Pflanzen der Bodenlösung entnommenen Phosphates aus dem Bodenvorrat nötig.

In sauren Böden erfolgt die P-Fixierung zum einen durch die Bildung von stabilen Fe- und Al-Verbindungen in anorganischer (amorphe Phosphate, Strengit, Variscit, Barrandite) als auch organischer Form (Fe- und Al-Phytate) sowie zum anderen durch die P-Sorption und -Occlusion an bzw. in Fe- und Al-Oxiden. Darüber hinaus ist bei Anwesenheit von organischer Substanz ein hoher Phosphatanteil an Fe- und Al-Ionen gebunden, die mit Huminsäuren und Fulvosäuren komplexiert sind (SCHACHTSCHABEL 1998).

Die P-Sorption ist eine spezifische Anionensorption, bedingt durch die hohe Affinität des Phosphates zu den Fe- und Al-Atomen an der Oberfläche von Oxiden, Hydroxiden oder auch an Restgittern und Randpartien verwitterter Al-Silikate. Im einfachsten Fall erfolgt ein Austausch von oberflächlich gebundenen OH^- -Ionen bzw. H_2O -Dipolmolekülen durch monovalentes H_2PO_4^- (AMBERGER 1988). In sauren Böden bildet adsorbiertes Phosphat die wichtigste Phosphatquelle der Pflanzen. Mit steigendem pH-Wert nimmt die Phosphatsorption an den Oxiden ab, da die OH^- -Konkurrenz um die Sorptionsplätze zunimmt. Ebenso

können Bicarbonationen (Wurzelausscheidungen, Kalkung), Wassermoleküle sowie organische Anionen (mikrobielle Vorgänge und Wurzelausscheidungen) die Desorption adsorbierten Phosphats bewirken (SCHACHTSCHABEL 1998). Allerdings ist adsorbiertes Phosphat umso weniger desorbierbar, je länger die Zeitspanne zwischen Adsorption und Desorption ist (ULRICH 1987/88).

Die beste Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor besteht im mäßig sauren pH-Bereich, da bei pH-Werten zwischen 4 und 6 ein hoher Anteil des anorganischen Bodenphosphats austauschbar an die Sesquioxide gebunden ist (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1996). Die maximale Lösungskonzentration anorganischer P-Formen wird nach ULRICH 1987/88 im pH-Bereich zwischen 6 und 7 erreicht. In humusreichen Horizonten können darüber hinaus wasserlösliche organische P-Verbindungen die P-Konzentration der Bodenlösung erhöhen. Auch anaerobe Verhältnisse können eine Zunahme der P-Konzentration in der Bodenlösung bewirken, da eine Senkung des Redoxpotentials zur Reduktion der Fe(III)-Oxide führt, wodurch die an ihnen adsorbierten Phosphationen freigesetzt werden. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1998) muß die P-Konzentration der Bodenlösung 0,2 bis 0,4 mg P/l betragen, um ein optimales Pflanzenwachstum zu ermöglichen.

Die Aufnahme des Phosphors durch die Pflanze erfolgt unter sauren Bedingungen als H_2PO_4^- , unter Abgabe von pflanzeneigenen OH^- und HCO_3^- -Ionen. Organische P-Verbindungen müssen vor der Pflanzenaufnahme erst mikrobiell abgebaut werden. Das aufgenommene Phosphat wandert hauptsächlich in die jungen oberirdischen Pflanzenorgane (MENGEL 1991). Die hohe Phosphatkonzentration im Phloemsaft weist darauf hin, daß Phosphat in der Pflanze sowohl in basipetaler als auch akropetaler Richtung gut beweglich ist. Nach Untersuchungen von MORARD (1970) an Buchweizen (*Fagopyrum esculentum*) wird das neu in die jungen Blätter aufgenommene Phosphat nach einer gewissen Zeit zum Teil wieder in die älteren Blätter verlagert. Bei Unterversorgung an Phosphat wird es aus den älteren Blättern und Blattstielen wieder in die jüngeren verlagert (BOUMA 1967). Der Einbau des anorganischen Phosphates in organische Verbindungen erfolgt außerordentlich schnell. Trotz des Aufbaus zahlreicher organischer P-Verbindungen, wie u. a. Nucleinsäuren, Phospholipide, Phosphoproteide und phosphorylierte Zucker, ist der anorganische Phosphatpool in den vegetativen Pflanzenorganen doch weitaus größer. Der Gesamtgehalt der Pflanzen an Phosphor variiert im allgemeinen zwischen 0,1 und 1 % P in der Trockenmasse (HOCK & ELSTNER 1995).

KOMPARTIMENTBILANZEN (Abb. 5.3.4-1 bis 5.3.4-3; Tab. 4.5.13, 4.5.25 u. 4.5.37)

Die nachfolgenden Bilanzen erfassen nicht den gesamten mobilen P-Pool der Waldökosysteme. Während die festen Proben (Baumkompartimente, Streu) total aufgeschlossen wurden und somit ihr P-Gesamtgehalt bestimmt werden konnte, basieren die berechneten P-Frachten der wässrigen Transportmedien auf den gemessenen anorganischen Phosphatkonzentrationen. Der gelöste organische P-Gehalt in den Niederschlags-, Sickerwasser- und Bachwasserproben wurde nicht bestimmt. Zwar kann davon ausgegangen werden, daß der gelöste Phosphor unter den sauren Bedingungen überwiegend in Form von anorganischen H_2PO_4^- -Ionen vorliegt, doch dürften in den humosen Sickerwässern der Humusaufgabe und des Oberbodens auch wasserlösliche organische P-Verbindungen eine gewisse Rolle spielen.

Ökosystemare Untersuchungen zum P-Haushalt von Waldbeständen zeigen, daß die trockene Deposition und die Auswaschung von Phosphor im **Kronenraum** in der Regel sehr gering sind (u. a. COLE & RAPP 1981, BREDEMEIER 1987, MATZNER 1988). So hält MATZNER (1988) die trockene Deposition von Phosphor und die Auswaschung im Kronenraum für vernachlässigbar. Eigene Untersuchungen ergaben, daß in einem Kontingent von jeweils 33 Proben lediglich in 6 % der Freilandniederschlagsproben und 12 % der Bestandesniederschlagsproben die PO_4 -Gehalte oberhalb der Nachweisgrenze von 0,5 mg/l lagen. Darüber hinaus muß beachtet werden, daß die Kontamination von Totalisatorenproben durch Insekten und Vogelkot insbesondere beim Phosphor quantitativ eine bedeutende Rolle spielen kann. So schätzen ULRICH et al. (1979) den insektenbürtigen Phosphoranteil bei Niederschlagsproben im Solling auf 69 %. Aus diesen Gründen wurde darauf verzichtet, eine sensible Kronendachbilanz zu berechnen. Als Gesamtdeposition findet die P-Fracht des Freilandniederschlags Berücksichtigung in der Bestandes- und Ökosystembilanz.

Die **Fichtenbestände** zeigen an allen drei Standorten ein einheitliches Bild, gekennzeichnet durch starke P-Verluste im Winterhalbjahr und schwächer ausgeprägte P-Gewinne im Sommerhalbjahr, so daß die Jahresbilanz negativ ausfällt. Die mit Abstand bedeutsamsten Stoffflüsse der Bestandesbilanzen sind die beiden ökosysteminternen Flüsse „P-Austrag mit dem Streufall“ und „P-Aufnahme durch die Pflanzenaufnahme“. Der Jahresverlust an Phosphor bewegt sich zwischen 6,5 Mol pro Hektar am Unterhang-Standort (PöUh) und 35 Mol pro Hektar am Plateau-Standort (PöP). Die besonders negative Bilanz des Fichtenwaldes am

Plateau-Standort resultiert vor allem aus seiner orkanbedingten hohen Streufallrate im Winterhalbjahr (s. Kapitel 4.2.1).

Die **Humusaufgabe** fungiert an allen drei Standorten als P-Senke, zumindest in der Jahresbilanz. Besonders stark ist ihre Senkenfunktion an den beiden Gneis-Standorten (PöP u. PöUh) ausgeprägt, wo sie sowohl im halbjährigen als auch ganzjährigen Kompartimentvergleich die bedeutendsten P-Gewinne verzeichnet. Dabei profitiert sie vor allem von dem P-Eintrag über den Streufall, der an beiden Standorten 88 % ihres Jahresinputs ausmacht. Somit zeigt die Humusaufgabe des am stärksten vom Orkan betroffenen Plateau-Standorts mit 78 Mol Phosphor pro Hektar und Jahr die deutlichsten Gewinne, wobei allein 64 % davon auf das Winterhalbjahr entfallen.

Nicht so deutlich positiv ist die P-Bilanz der Humusaufgabe am Quarzporphyr-Standort (PöOh) ausgeprägt. Hohen P-Gewinnen im Winterhalbjahr stehen geringe Verluste im Sommerhalbjahr gegenüber, so daß die Jahresbilanz mit einem Gewinn von 27 Mol Phosphor pro Hektar nur halb so hoch wie am Unterhang-Standort (PöUh) ausfällt. Der Grund ist in ungewöhnlich hohen PO_4 -Austrägen von knapp 50 Mol pro Hektar und Jahr mit dem Humussickerwasser zu suchen. Da die Austräge mit dem Sickerwasser höher sind als die PO_4 -Einträge über die Infiltration liegt der Schluß nahe, daß in der Humusaufgabe eine bedeutende mikrobielle Mineralisierung organischer Substanz, verbunden mit der Freisetzung von Phosphat, erfolgt. Unterstützt wird diese Vermutung durch den Sachverhalt, daß an diesem Standort (PöOh) im Sommerhalbjahr die Phosphatfracht des Humussickerwassers 32mal höher ist als im Infiltrationswasser, während im Winterhalbjahr sogar die infiltrierte Phosphatfracht etwas höher ist. Die Phosphatfracht des Winterhalbjahrs beruht allerdings nur auf einem einmaligen hohen Eintragsereignis mit dem Bestandesniederschlag.

Ein deutlicher PO_4 -Austrag mit dem Humussickerwasser in Höhe von 23 Mol pro Hektar und Jahr ist auch am gekalkten Plateau-Standort (PöP) festzustellen. Allerdings fällt die Differenz zwischen infiltrierter und herausgesickerter Phosphatfracht deutlich geringer aus als am Quarzporphyr-Standort, obwohl die Kalkung die Mineralisierung organischer Substanz - und damit die Phosphorfreisetzung - begünstigt. Am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) lagen die Phosphat-Konzentrationen des Humussickerwassers ganzjährig unterhalb der apparativen Meßgrenze.

Der durch die Pflanzenaufnahme bedingte P-Entzug aus der Humusaufgabe betrug im Untersuchungsjahr an allen drei Standorten 6-7 Mol pro Hektar.

Der **Oberboden** zeigt im Standortvergleich unterschiedliches Verhalten. Die Oberbodenbilanzen werden vor allem durch die beiden Stoffflüsse „PO₄-Eintrag mit dem Humussickerwasser“ (PöOh, PöP) und „P-Austrag über die Pflanzenaufnahme“ bestimmt. Der PO₄-Austrag mit dem Sickerwasser in 20 cm Bodentiefe ist nur mit 5 (PöOh), 14 (PöUh) bzw. 17 % (PöP) am P-Umsatz des Oberbodens beteiligt.

Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) dominiert der hohe PO₄-Eintrag mit dem Humussickerwasser von 49 Mol pro Hektar und Jahr die Oberbodenbilanz und führt zu Jahresgewinnen in Höhe von 36 Mol pro Hektar. Damit fungiert der Oberboden an diesem Standort als bedeutendste P-Senke. Winter- und Sommerhalbjahr zeigen in etwa gleich hohe P-Gewinne.

Diesem Standort gegenüber steht die Oberbodenbilanz des Unterhang-Standorts (PöUh) nahezu vollständig im Zeichen hoher P-Verluste über die Pflanzenaufnahme, was zu - im Sommerhalbjahr erfolgten - Verlusten in Höhe von 28 Mol pro Hektar und Jahr führte.

Am Plateau-Standort (PöP) herrscht in der Jahresbilanz ein in etwa ausgeglichenes Verhältnis zwischen dem PO₄-Eintrag mit dem Humussickerwasser und dem P-Austrag über die Pflanzenaufnahme vor, so daß an diesem Standort der PO₄-Austrag mit dem Sickerwasser in 20 cm Bodentiefe zu einer leicht negativen Jahresbilanz führt. Da die Pflanzenaufnahme im Sommerhalbjahr ihren Schwerpunkt hat, zeigt der Oberboden dieses Standorts im Sommer starke P-Verluste und im Winterhalbjahr deutliche P-Gewinne. Die im Standortvergleich mehr als zwei- bis dreimal höhere Phosphataustragsrate mit dem Sickerwasser am Plateau-Standort dürfte eine Folge der Kalkungsmaßnahme sein. So ist bekannt, daß in sauren Böden eine pH-Erhöhung die Bindungsstärke adsorbierter Phosphats erniedrigt. Nach MENGEL (1991) führt die pH-Erhöhung zum Aufbruch von einer der beiden Bindungsstellen eines adsorbierten Phosphatmoleküls, was den Austausch adsorbierter Phosphationen gegen andere Anionen erleichtert. SCHACHTSCHABEL et al. (1984) führen die kalkungsbedingte Phosphatfreisetzung in sauren Böden u. a. auf die Mineralisierung des organisch gebundenen Phosphats und zu einer geringen Menge auf die Desorption adsorbierter Phosphats durch OH-Ionen zurück.

Der **Unterboden** fungiert an allen drei Standorten als P-Quelle. Geringen PO₄-Einträgen mit dem Oberbodensickerwasser in Höhe von 3 bis 9 Mol pro Hektar und Jahr stehen zweieinhalb- bis achtfach höhere Austräge über die Pflanzenaufnahme gegenüber, so daß die Gesamtbilanz negativ wird. Phosphat-Austräge mit dem Sickerwasser in 70 cm Bodentiefe erfolgen an keinem der drei Standorte, d. h. eine Phosphatauswaschung erfolgt nicht. Diese wäre auch

nicht zu erwarten, da es in sauren Böden zu einer starken P-Sorption an Fe- und Al-Oxiden kommt sowie zur Bildung von stabilen Fe- und Al-Phosphaten (s. „Vorbemerkungen“). Auf eine verstärkte P-Sorption im Unterboden weist auch ein auffallend stark ausgeprägtes Maximum der P-Gesamtgehalte im B_{hs} -Horizont des Braunerde-Podsols (Standort PöOh) hin (Abb. 5.3-4).

Im Standortvergleich sind die P-Verluste des Unterbodens am Quarzporphyr-Standort (PöOh) mit 20 Mol pro Hektar und Jahr am größten und am Unterhang-Standort (PöUh) mit 6 Mol pro Hektar und Jahr am geringsten.

Da an der Untergrenze der untersuchten Waldökosysteme keine P-Austräge mit dem Sickerwasser erfolgen, wird die **gesamtökosystemare P-Bilanz** allein durch den Input mit der Gesamtdeposition und dem Output über die Derbholznutzung bestimmt. Während der Phosphoraustrag mit dem Derbholz im Standortvergleich nur gering - im Bereich zwischen 15 und 21 Mol pro Hektar und Jahr - schwankt, stellt die Gesamtdeposition eine stärker variable und vor allem unsichere Größe dar. So wurde - wie im Abschnitt „Kronenraum“ beschrieben - die Gesamtdeposition gleich der PO_4 -Fracht mit dem Freilandniederschlag gesetzt und basiert somit auf nur wenigen Niederschlagssammelproben mit PO_4 -Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze. Zudem können Verunreinigungen der Niederschlagsproben durch Vogelkot und Insekten nicht ausgeschlossen werden.

Unter Nichtberücksichtigung einer eventuellen Verunreinigung der Niederschlagsproben berechnet sich für das Waldökosystem auf Quarzporphyr (PöOh) ein P-Verlust von 21 Mol pro Hektar und Jahr. Demgegenüber weisen die Waldökosysteme auf den Gneis-Standorten geringere P-Verluste (PöUh: $7 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) bzw. sogar P-Gewinne (PöP: $9 \text{ mol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) auf, da zum einen die Bestände dieser Standorte einen geringeren P-Zuwachs zeigen und zum anderen eine höhere Phosphatdeposition aufweisen.

Da die Phosphat-Konzentration im **Bachwasser** - entsprechend der PO_4 -Konzentration im Sickerwasser am unteren Rand der untersuchten Waldökosysteme - ganzjährig unterhalb der apparativen Meßgrenze lag (Abb. 8-48), kann davon ausgegangen werden, daß unterhalb des Wurzelraums keine nennenswerte Phosphat-Freisetzung erfolgt.

AKTUELLE P-ERNÄHRUNGSSITUATION DER BESTÄNDE (Abb. 5.3.4-7 bis 5.3.4-9)

Das Verteilungsmuster der P-Gehalte in den untersuchten Baumkompartimenten zeigt im Standortvergleich sehr große Ähnlichkeiten und soll nachfolgend beschrieben werden:

- Die höchsten Elementgehalte weisen die jüngsten Nadeln auf. Es besteht ein deutlich ausgeprägter Trend abnehmender P-Gehalte mit zunehmendem Nadelalter.
- Die höchsten Phosphorgehalte zeigen die Nadeln des gekalkten Plateau-Standorts (PöP), die niedrigsten die des Quarzporphyr-Standorts (PöOh).
- Die P-Gehalte im Stammbast sind deutlich höher als die in der Stammborke. Die P-Gehalte der Astrinden entsprechen in etwa denen des Stammbast.
- Die weitaus geringsten P-Konzentrationen weist das Holz auf, vor allem das Holz abgestorbener Baumpartien.

Die Beurteilung der P-Versorgungssituation anhand der P-Gehalte in den jüngsten Nadeln ergibt nach den Bewertungsstufen von HÜTTL (1992) eine „mittlere“ P-Versorgung am gekalkten Gneis-Standort (PöP), eine „geringe“ P-Versorgung am Quarzporphyr-Standort (PöOh) und eine „sehr geringe“ P-Versorgung am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh). Wie einführend in diesem Kapitel bereits beschrieben worden ist, kann Phosphor in kritischen Versorgungssituationen von älteren Nadeln in die jüngeren transloziert werden. Da an allen drei Standorten ein deutlicher Trend abnehmender P-Gehalte mit zunehmendem Nadelalter zu beobachten ist, kann davon ausgegangen werden, daß dieser Translokationsprozeß in den untersuchten Beständen stattfindet. Somit kann das Phosphorverteilungsmuster als weiterer Hinweis angesehen werden, daß eine P-Mangelsituation besteht. Trotz dieser Ausgleichsmaßnahme scheint die P-Versorgung zumindest am Unterhang-Standort (PöUh) nicht mehr auszureichen, wie die P-Gehalte von unter 1200 mg/kg Trockensubstanz in den jüngsten Nadeln zeigen. Es ist anzunehmen, daß die als gering bis unzureichend einzustufende P-Versorgungslage an den beiden ungekalkten Standorten (PöOh u. PöUh) mit dem Überschuß an toxischen Al-Ionen in der Bodenlösung zusammenhängt. BERGMANN (1993) berichtet von aluminiuminduziertem P-Mangel an Pflanzen infolge starker Wurzelschädigung sowie Ausfällung von schwerlöslichen Al-Phosphaten im sauren Nährmedium. McCORMICK & BORDEN (1974) konnten darüber hinaus mittels elektronenmikroskopischer Untersuchungen an den Wurzeln von Gerste nachweisen, daß in der Schleimhülle der Wurzeloberflächen und in den Interzellularen der Wurzelspitzen Aluminiumphosphat ausgefällt wird. Wie in Kapitel 5.2.1 bereits dargelegt wurde, ist die Al-Konzentration im Sickerwasser sowie die Al-Toxizitäts-

gefahr für Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln am Unterhang-Standort (PöUh) am größten, während sie am gekalkten Plateau-Standort (PöP) deutlich am geringsten ist. Parallel hierzu ist die P-Versorgungslage am Unterhang-Standort am kritischsten und am Plateau-Standort am besten.

Die gegenüber dem Stammbast deutlich niedrigeren P-Konzentrationen in der Stammborke werden als Anzeichen interpretiert, daß die externe P-Adsorption an äußeren Pflanzenoberflächen im Vergleich zum internen P-Gehalt vernachlässigbar gering ist. Auf eine fehlende oder wenn überhaupt dann nur geringe P-Adsorption atmogener P-Einträge weisen auch die äußerst niedrigen P-Gehalte in dem vor Depositionen ungeschützten Holz toter Äste hin.

ZUSAMMENFASSUNG P-HAUSHALT

Der P-Haushalt der drei untersuchten Waldökosysteme wird vor allem durch die ökosystem-internen Flüsse „Pflanzenaufnahme“ und „Streufall“ geprägt. Darüber hinaus ist an zwei Standorten (PöOh, PöP) die Phosphatfracht im Humussickerwasser maßgeblich am P-Umsatz beteiligt, während in den Sickerwässern des Mineralbodens kein oder ein nur geringer Phosphattransport erfolgt. So findet in keinem der untersuchten Waldökosysteme ein Phosphataustrag über das Unterbodensickerwasser statt.

Wichtigste P-Senken sind der Bestand im Sommerhalbjahr und vor allem die Humusaufgabe, die insbesondere von den P-Gaben des Streufalls genährt wird. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) fungiert zudem der Oberboden als bedeutende P-Senke. Ausgeprägte P-Quellen sind streufallbedingt der Bestand im Winterhalbjahr, der Unterboden sowie an den Gneis-Standorten auch der Oberboden. Der Quellcharakter der Mineralbodenkompartimente resultiert ganz überwiegend aus den hohen P-Austrägen über die Pflanzenaufnahme.

Die gesamtökosystemare P-Bilanz wird allein durch den Input mit der Gesamtdeposition und den Output über die Derbholznutzung bestimmt, da an der Untergrenze der Waldökosysteme kein P-Austrag mit dem Sickerwasser erfolgt. So führen starke Derbholzzuwachslleistungen der Fichtenbestände zu hohen P-Austrägen. Entsprechend zeigt das Quarzporphyr-Ökosystem (PöOh) mit 21 Mol P pro Hektar und Jahr die höchste Verlustrate, während die zuwachschwächeren Gneis-Standorte geringere P-Verluste (PöUh) bzw. sogar depositionsbedingte leichte P-Gewinne (PöP) aufweisen.

Eine quantitativ bedeutsame Phosphatfreisetzung unterhalb des Wurzelraums kann - aufgrund von ganzjährig unterhalb der Nachweisgrenze liegenden PO_4 -Konzentrationen im Bachwasser - ausgeschlossen werden.

„Mittlere“ bis „sehr geringe“ P-Gehalte in den jüngsten Nadeln sowie abnehmende P-Gehalte mit zunehmendem Nadelalter weisen auf eine mäßige bis unzureichende P-Versorgung der Fichtenbestände hin, vor allem am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh). Die Ursache scheint weniger in einem unzureichenden absoluten P-Angebot zu liegen, als vielmehr mit den hohen Al-Konzentrationen in der Bodenlösung und der hohen Al-Sättigung an den Austauscheroberflächen zusammenzuhängen (Bildung schwer löslicher Al-Phosphate).

Niedrige P-Gehalte der exponierten physiologisch inaktiven Baumkompartimente zeigen, daß die Adsorption externer P-Einträge an den Pflanzenoberflächen für die Quantifizierung des P-Haushalts von Waldökosystemen vernachlässigbar ist.

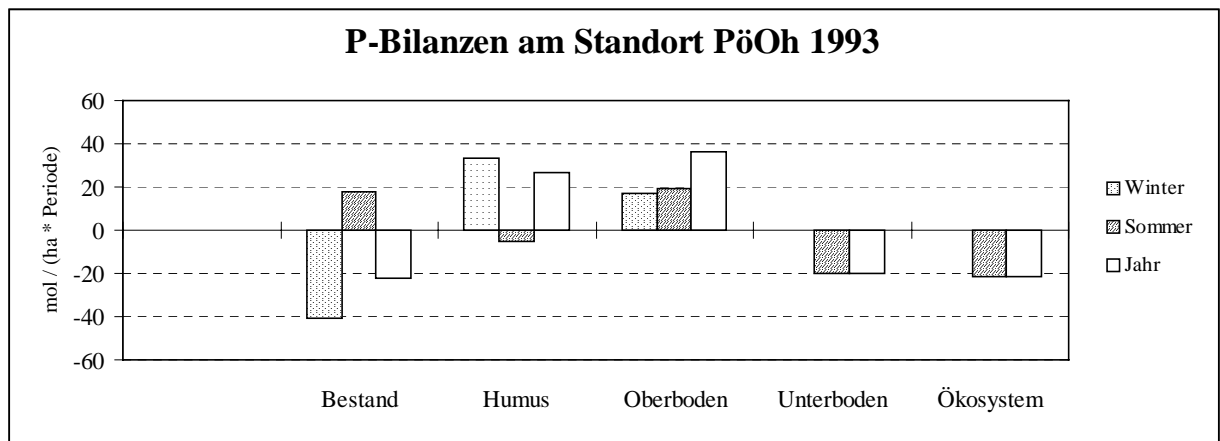


Abb. 5.3.4-1: Senken (+) und Quellen (-) des Phosphors am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

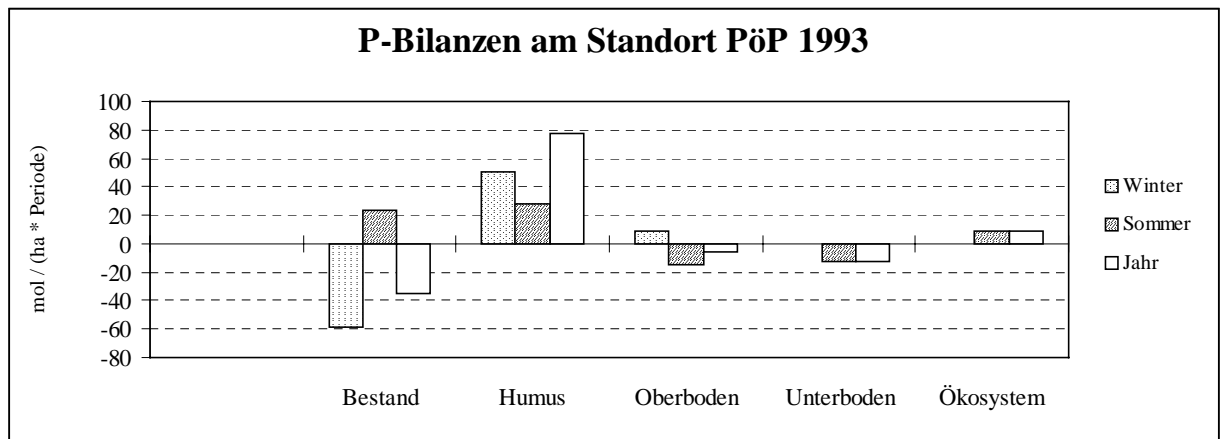


Abb. 5.3.4-2: Senken (+) und Quellen (-) des Phosphors am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

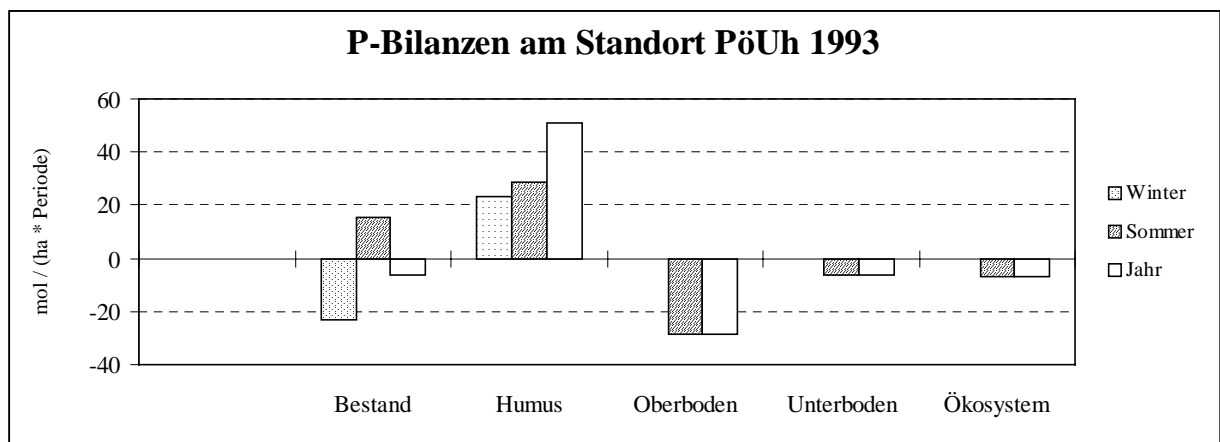


Abb. 5.3.4-3: Senken (+) und Quellen (-) des Phosphors am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

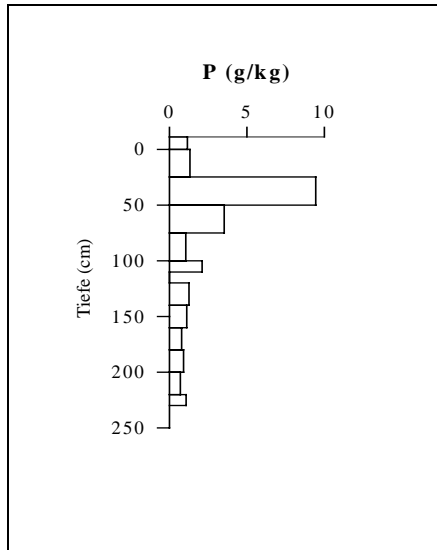


Abb. 5.3.4-4:
Phosphor-Gesamtgehalt des Bodenprofils
am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993.
Geogener Hintergrundwert: 0,35 g/kg.

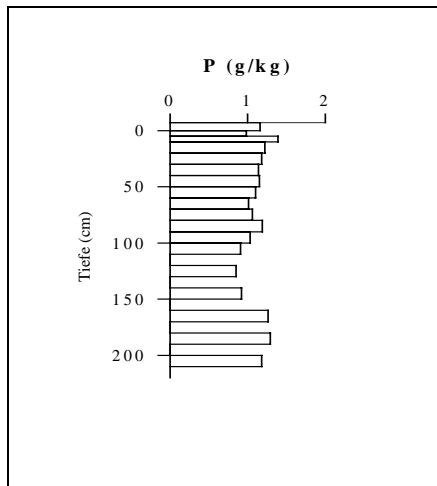


Abb. 5.3.4-5:
Phosphor-Gesamtgehalt des Bodenprofils
am Standort Pöbelbach-Plateau 1993.
Geogener Hintergrundwert: 0,7 g/kg.

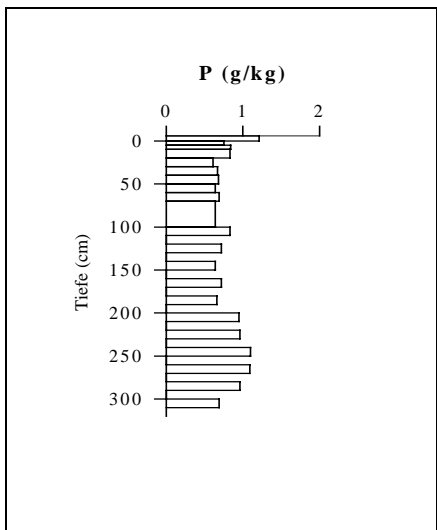


Abb. 5.3.4-6:
Phosphor-Gesamtgehalt des Bodenprofils
am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993.
Geogener Hintergrundwert: 0,7 g/kg.

5 Diskussion der Versauerungssituation und des Stoffhaushalts

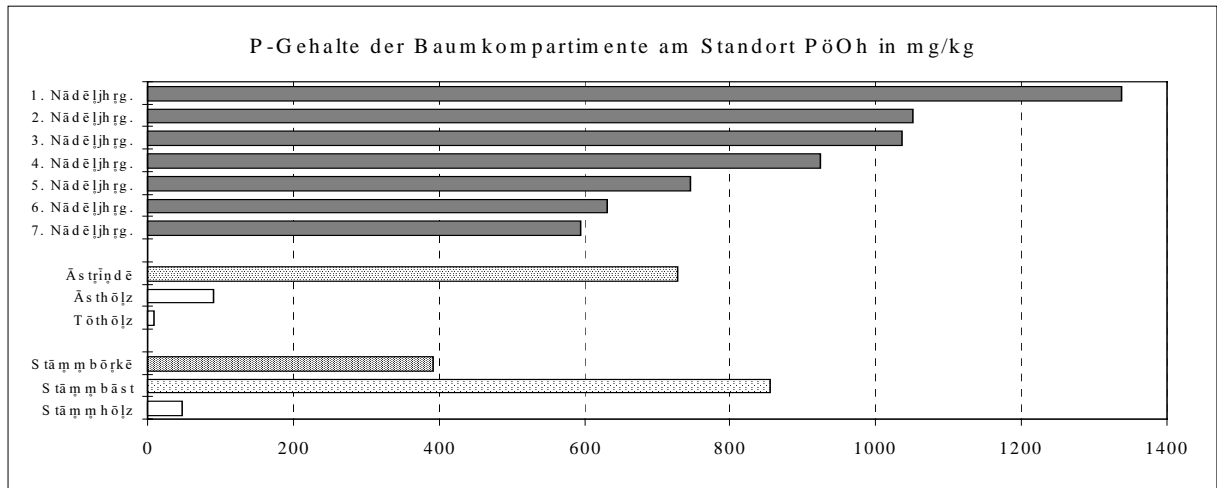


Abb. 5.3.4-7: P-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993

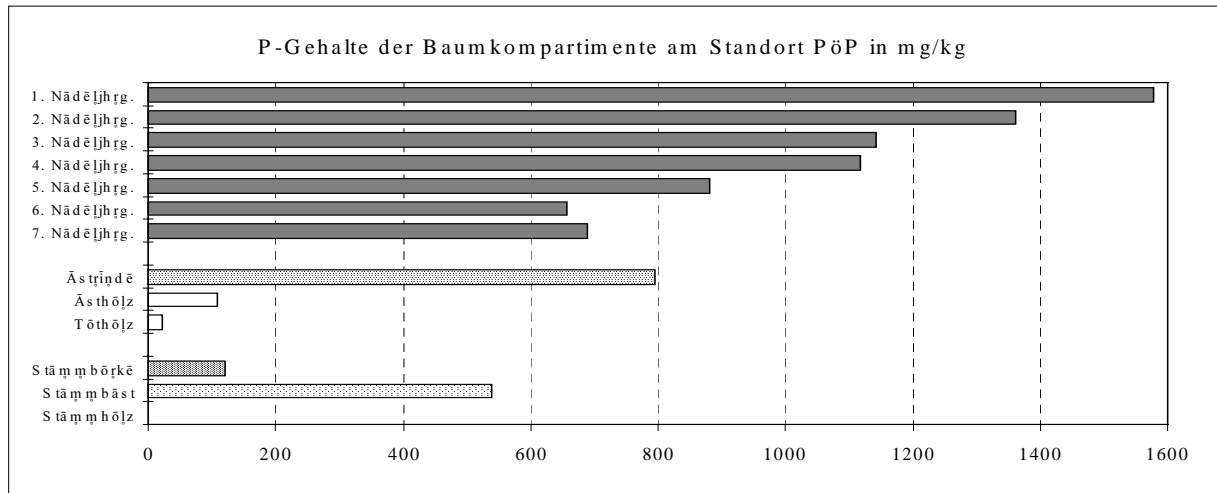


Abb. 5.3.4-8: P-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Plateau 1993

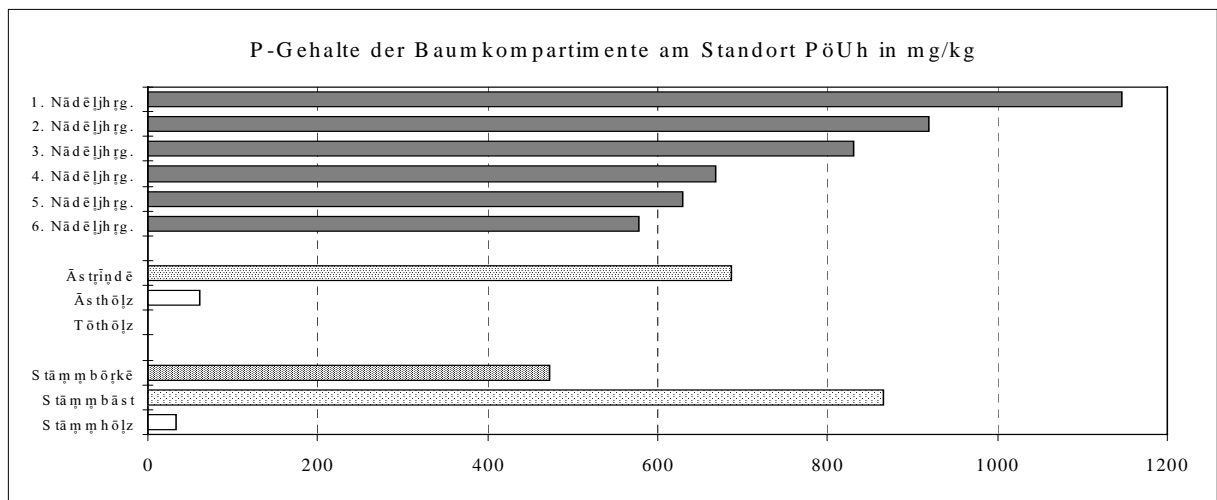


Abb. 5.3.4-9: P-Gehalte der Baumkompartimente am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993

6 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit beschreibt die Ergebnisse der in der Zeit von September 1992 bis Mai 1994 durchgeführten Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt dreier Fichtenwaldökosysteme im Osterzgebirge. Gegenstand der Untersuchungen waren die Ionen H^+ , NH_4^+ , Al^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , F^- , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} und PO_4^{3-} . Mit Hilfe von Flüßbilanzen wurde das Verhalten dieser Ionen in den Kompartimenten „Kronendach“, „Bestand“, „Auflagehumus“, „Oberboden“ und „Unterboden“ beschrieben. Ergänzt wurden die Kompartimentbilanzen durch eine gesamtökosystemare Bilanz für jedes Ion. Auf Grundlage der Bilanzen wurden die aktuelle Säurebelastung und Nährstoffdynamik der Waldökosysteme erfaßt und mögliche Entwicklungen prognostiziert. Darüber hinaus wurden durch eine im Sommer 1992 durchgeführte Bodeninventur sowie eine im Oktober 1994 erfolgte Bestandesinventur Aussagen über den aktuellen Versauerungszustand der Böden und den aktuellen Ernährungszustand der Fichtenbestände gemacht.

Die Arbeit ist ein Beitrag zum interdisziplinären DFG-Projekt „Natürliche und anthropogene Stoffdispersion im Osterzgebirge“. Im Rahmen dieser Studie werden von Geowissenschaftlern und Biologen Stoffverteilungen und -flüsse sowie ihre Auswirkungen auf verschiedene Lebensgemeinschaften in einem 105 km² großen Einzugsgebiet des Osterzgebirges untersucht. Über die aktuelle Belastungssituation hinaus wird versucht, den historischen Verlauf der anthropogenen Veränderungen anhand von Seesediment- und Moorkernen zu rekonstruieren.

Die drei untersuchten Waldökosysteme liegen in den oberen Höhenlagen des östlichen Osterzgebirges (690 bis 760 m ü. NN) im 4,3 km² großen Einzugsgebiet des oberen Pöbelbachs (Landkreis Dippoldiswalde, Forstamt Bärenfels). Das Gebiet gehörte 1990 zum Übergangsbereich der Immissionsschadzonen I (überwiegend starke Waldschäden) und II (überwiegend mäßige Waldschäden).

Die Kompartimentbilanzierungen basieren auf einem von ULRICH et al. (1971) sowie ULRICH & MAYER (1973) entwickelten „Kompartimentmodell zur Erfassung der Vorräte und Flüsse in Waldökosystemen“. Darüber hinausgehend erforderte die Berechnung der Sickerwasserflüsse sowie das zusätzliche Ziel, auf Prozesse in der Gesteinszersatzzone unterhalb des Wurzelraums rückzuschließen, die Berücksichtigung von Wasser- und Stoffflüssen im dreidimensionalen Landschaftsausschnitt, dem bewaldeten Wassereinzugsgebiet. Im ein-

zelen wurden die Stoffflüsse Niederschlagsdeposition, Interzeptionsdeposition, Gesamtdeposition, Bestandesniederschlag (Kronentraufe), Infiltration, Streufall, Bestandeszuwachs, Derbholzzuwachs, Humussickerwasser, Oberbodensickerwasser, Sickerwasser unterhalb des Wurzelraums und Bachwasser (Gebietsaustrag) bestimmt. Die Sickerwasserflüsse im Boden wurden mit Hilfe eines Wasserhaushaltsmodells von BLENDINGER (1994), welches unter Berücksichtigung von zwei Raumdimensionen die Berechnung des Wasserflusses in porösen Medien ermöglicht, berechnet.

Aus den Auswertungen lassen sich folgende Ergebnisse und Schlußfolgerungen ziehen:

- C/N-Verhältnisse von 20 bis 22 und C/P-Verhältnisse von 244 bis 308 in der O_h-Lage des **Auflagehumus** zeigen, daß der mikrobielle Humusabbau und -umbau in allen drei Waldökosystemen zwar nicht vollständig unterbunden ist, doch mit gebremster Geschwindigkeit erfolgt. Niedrige Ca-Sättigungsgrade von unter 5 % in der O_h-Lage weisen an allen drei Untersuchungsstandorten auf eine starke Gefährdung der Feinwurzeln durch Säurestreß hin. Nach den Bewertungskriterien von ULRICH et al. (1984) erfüllt der Auflagehumus der drei Waldökosysteme alle Kriterien, die eine Kalkung zum Schutz der Feinwurzeln gegen Säuretoxizität dringend erforderlich machen. Im Waldökosystem PöP wurde bereits 1989 eine Bestandeskalkung durchgeführt.
- Die Zuordnung von **Pufferbereichen** nach den pH(H₂O)-Werten der Bodensuspensionen ergibt für den Mineralboden der ungekalkten Standorte folgendes Bild: Im Oberboden finden sowohl Prozesse des Eisen- als auch des Aluminiumpuffersystems statt. Der nachfolgende Illuvialhorizont des Unterbodens befindet sich im Aluminiumpufferbereich und das untere Solum des durchwurzelten Unterbodens sowie der sich tiefenwärts anschließende Sickerwasserleiter im Austausch-Pufferbereich.
- Auch der **Kationenaustauscherbelag** der drei Waldbodenprofile zeigt deutliche Kennzeichen einer starken Bodenversauerung. Hierauf deuten an den ungekalkten Standorten hohe Eisen- und Protonensättigungswerte im Oberboden sowie ein Kationensäureanteil von 86 bis 94 % im Unterboden hin. Der hohe Aziditätsgrad der Unterböden setzt sich an zwei Standorten bis über die größte Beprobungstiefe von 190 bzw. 210 cm hinaus fort. Am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) konnte in 240 cm Tiefe eine Versauerungsfront lokalisiert werden. Unterhalb dieser Front befindet sich der Sickerwasserleiter im Silikat-Pufferbereich. Den ungekalkten Standorten gegenüber besitzt der Oberboden des gekalk-

ten Gneis-Standorts (PöP) eine auffallend hohe Ca-Sättigung von bis zu 38 %. Mit zunehmender Tiefe sinkt die Ca-Sättigung auf 5 % an der Untergrenze des Wurzelraums ab, ist dort allerdings immer noch zwei- bis dreimal so hoch wie in gleicher Tiefe an den ungekalkten Standorten. Die große Tiefenwirkung der Kalkungsmaßnahme dürfte auf den niedrigen Feinbodgehalt des Bodens zurückzuführen sein.

- Mit 12,8 kmol IÄ pro Hektar und Jahr (1993) weist der Plateau-Standort (PöP) die absolut höchste **Gesamtsäurebelastung** auf. Im Vergleich mit anderen mitteleuropäischen Waldökosystemen wird sie nur von der Säurebelastung im Tharandter Wald übertroffen. Deutlich niedrigere Belastungen weisen der nordostexponierte Unterhang-Standort (PöUh) mit $8,7 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und vor allem der südwestexponierte Oberhang-Standort (PöOh) mit $3,6 \text{ kmol IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auf. An allen drei Standorten geht die Säurebelastung überwiegend auf die Akkumulation externer Säureeinträge zurück (55 bis 79 % der Gesamtbelastung), wobei insbesondere die Protonendeposition zu nennen ist. Die ökosysteminterne Säureproduktion ist mit über 40 % (Gneis-Standorte) bzw 21 % (Quarzporphyr-Standort) an der Gesamtsäurebelastung beteiligt. Große Bedeutung haben die ökosysteminternen Säureproduktionsprozesse, bei denen Sulfat freigesetzt wird. Am Quarzporphyr-Standort (PöOh) und vor allem am gekalkten Gneis-Standort (PöP) erreicht zusätzlich die ökosysteminterne Versauerung durch Nitrifikation beachtenswerte Ausmaße.
- Die **Pufferung der Säurebelastung** erfolgt an den ungekalkten Standorten zu 79 (PöUh) bzw. 53 % (PöOh) durch protonenkonsumierende Prozesse, bei denen Aluminium freigesetzt und ausgewaschen wird. Darüber hinaus spielen zu in etwa gleichen Anteilen die Freisetzung von M_b -Kationen und die Protonierung organischer Anionen eine beachtenswerte Rolle. Am gekalkten Standort (PöP) dominieren mit einem Anteil von 39 % die calciumfreisetzenden Pufferprozesse.
- Abgesehen vom Kronendach sowie vom Unterboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh), stehen die untersuchten Kompartimente ganz im Zeichen geringer bis sehr hoher **Aluminiumverluste**. Die mit Abstand höchsten Aluminiumverluste zeigt der Mineralboden aufgrund hoher Aluminiumausträge mit dem Sickerwasser. Die gesamtökosystemare Bilanz weist alle drei Waldökosysteme als starke Aluminiumquellen aus. Die geringsten Aluminiumverluste zeigt mit 640 Mol pro Hektar und Jahr der Quarzporphyr-Standort (PöOh). Ihm gegenüber weisen die beiden Gneis-Standorte zwei- (PöP) bzw.

dreieinhalbmal (PöUh) so hohe Aluminiumverluste auf. Der Aluminiumaustrag erfolgt nahezu ausschließlich über das Sickerwasser. Im Unterbodensickerwasser des ungekalkten Gneis-Standorts (PöUh) werden Aluminiumkonzentrationen und Ca/Al-Molverhältnisse erreicht, die eine hochgradige Gefährdung der Feinwurzeln und Mikroorganismen durch Al-Toxizität anzeigen. Auch im Unterboden des Quarzporphyr-Standorts (PöOh) besteht eine deutliche Gefahr durch Al-Toxizität, wenngleich sie gegenüber dem Unterhang-Standort noch nicht so stark ausgeprägt ist. Dank der Kalkungsmaßnahme scheint das Toxizitätsrisiko am Plateau-Standort (PöP) vorerst abgewendet zu sein. Die gegenüber den Aluminiumfrachten des Unterbodensickerwassers drei- bis achtfach geringere Aluminiumaustragsrate des Bachwassers weist auf Aluminiumbindungsprozesse in tieferen Bereichen des Sickerwasserleiters hin. Trotzdem übersteigen die Al-Konzentrationen des Pöbelbachs den Trinkwassergrenzwert nahezu konstant um Faktor 10. In Verbindung mit den niedrigen pH-Werten von zumeist unter 5 führen die hohen Al-Konzentrationen des Pöbelbachs zu großen Schadwirkungen an der Fließgewässerbiozönose. Zwischen November 1991 und September 1993 durchgeführte Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Pöbelbachs (LEßMANN et al. 1996) bestätigen dies. Die Aluminiumgehalte der Nadeln liegen im Bereich normaler Aluminiumkonzentrationen für oberirdische Teile höherer Pflanzen. Große Borke/Bast-Konzentrationsquotienten und hohe Aluminiumkonzentrationen in den exponierten Baumkompartimenten dokumentieren die Bedeutung der Akkumulation externer Aluminiumeinträge an den Pflanzenoberflächen.

- Vorwiegend durch partikuläre Interzeption bedingte externe **Eiseneinträge** führen bei gleichzeitig geringen Eisenverlusten durch die Derbholznutzung und nicht vorhandenem Eisenaustrag über das Sickerwasser in den drei untersuchten Waldökosystemen zu einer Eisenanreicherung in Höhe von 25 bis 29 Mol pro Hektar und Jahr. Als markanteste Senkenkompartimente für das Eisen erweisen sich am Quarzporphyr-Standort die Humusaufgabe und an den beiden Gneis-Standorten der Oberboden. Der fehlende Eisenaustrag an der Untergrenze des Wurzelraums zeigt, daß das Säurepuffergeschehen im Unterboden noch nicht durch die Auflösung von Eisenhydroxiden bestimmt wird. Hohe Eisengehalte der exponierten Baumkompartimente Astrinde, Stammborke und Totholz weisen auf eine bedeutende Akkumulation externer Eiseneinträge auf den rauhen Pflanzenoberflächen hin. Nach Einschätzung der aktuellen Eisenernährung anhand der Nadelspiegelwerte muß davon ausgegangen werden, daß die tatsächliche Eisenversorgung in allen drei Fichtenbeständen nur knapp oberhalb der Eisenmangelgrenze liegt.

- Der **Mangan**haushalt der untersuchten Waldökosysteme steht ganz im Zeichen eines ganzjährigen Manganverlustes. Mit knapp 60 Mol pro Hektar und Jahr sind die gesamtökosystemaren Manganverluste am Quarzporphyr-Standort etwa dreimal so hoch wie an den beiden Gneis-Standorten. Neben der Manganauswaschung mit dem Sickerwasser stellt auch der Manganaustrag durch die Derbholznutzung einen wichtigen Quellprozeß in den Ökosystemen dar. Sowohl das Kronendach als auch die beiden Mineralbodenkompartimente fungieren an allen drei Standorten als Manganquellen. Die Manganfreisetzung im Mineralboden weist auf Reduktionsprozesse hin, bei denen Protonen konsumiert werden. Die aktuelle Manganversorgung der Fichtenbestände ist anhand der Nadelspiegelwerte als „gering“ einzustufen. Dies läßt bei gleichzeitigem Überangebot an gelöstem Mangan im Sickerwasser auf eine gestörte Manganaufnahme oder -translokation innerhalb der Pflanze schließen.
- Im Elementvergleich zeigt das **Kalium** mit 291 bis 538 Mol pro Hektar und Jahr die bei weitem stärkste Kronendachauswaschung. Besonders hoch ist sie in den Fichtenbeständen auf Gneis. Die Humusaufgabe fungiert als wichtige Kaliumsenke für die untersuchten Waldökosysteme, vor allem aufgrund der hohen eingetragenen Leaching-Fracht. Insgesamt kann der Kaliumhaushalt der untersuchten Fichtenwaldökosysteme auf Gneis-Gestein als nachhaltig bezeichnet werden. So wird ihr Kaliumverlust - infolge Bodenauswaschung und Derbholznutzung - allein schon durch die Kaliumdeposition aufgefangen, und es bleibt an beiden Standorten ein gesamtökosystemarer Jahresgewinn von 61 Mol K pro Hektar. Am Quarzporphyr-Standort weist die gesamtökosystemare Kaliumbilanz ein Defizit von 108 Mol pro Hektar im Untersuchungsjahr auf. Eine negative Oberbodenbilanz und gleichzeitig hohe Nitrat austräge lassen vermuten, daß ein Großteil des Kaliumverlusts auf die Mineralisierung organischer Substanz zurückzuführen ist. Der Wurzelraum weist „mittlere bis hohe“ (PöP) bzw. „geringe bis mittlere“ (PöUh) Vorräte an kurz- bis mittelfristig (Jahre bis Jahrzehnte) pflanzenverfügbarem Kalium auf. Von Nachteil für die Bäume ist, daß sich 63 % (PöUh) bzw. 92 % (PöP) dieser Vorräte in der Humusaufgabe, welche gehemmte Mineralisierungsbedingungen aufweist (s. o.), befinden. Die Nadelspiegelwerte dokumentieren für die drei Fichtenbestände eine „hohe“ bis „sehr hohe“ aktuelle Kaliumversorgung.
- Der **Magnesium**haushalt der drei Fichtenwaldökosysteme wird stark von auswaschungsbedingten Magnesiumverlusten bestimmt. Mit 436 bzw. 482 Mol pro Hektar und Jahr ist

der gesamtökosystemare Magnesiumverlust an den beiden Gneis-Standorten etwa doppelt so hoch wie am Quarzporphyr-Standort. Besonders starken Quellcharakter zeigen das Kronendach, die Humusauflage, das Ökosystem als Ganzes sowie an den ungekalkten Standorten auch der Mineralboden. Die Magnesiumverluste des Kronendachs sind mit 27 bis 66 Mol pro Hektar und Jahr um eine Zehnerpotenz niedriger als die Kaliumverluste und etwa halb so hoch wie die Calciumverluste. Trotz der Magnesiumauswaschung im Kronendach weist der Fichtenbestand an allen drei Standorten eine positive Jahresbilanz in Höhe von 5 bis 51 Mol pro Hektar auf. Aus der Humusauflage werden an allen drei Standorten beträchtliche Mg-Mengen ausgewaschen. Hohe Nitratverluste weisen auf die Mineralisierung organischer Substanz als wichtigen Prozeß der Magnesiumfreisetzung hin. Die außergewöhnlich hohe Magnesiumauswaschung von nahezu 1,3 kmol Mg pro Hektar und Jahr am gekalkten Gneis-Standort (PöP) dürfte allerdings überwiegend auf die Auflösung des magnesiumhaltigen Kompensationskalks zurückzuführen sein. Etwa die Hälfte der mit dem Humussickerwasser ausgetragenen Magnesiumfracht wird am gekalkten Standort vom Mineralboden aufgefangen. Sehr geringe Magnesiumanteile von maximal 1 % am Kationenbelag des durchwurzelteten Mineralbodens sowie eine Konzentration von 75 % der kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbaren Magnesiumvorräte des Wurzelraums in der Humusauflage weisen am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) auf eine entkoppelte und angespannte Magnesiumernährungssituation hin. Aufgrund der anthropogenen Zuführung magnesiumhaltigen Kalks besitzt der zweite Gneis-Standort (PöP) mit 15 kmol pro Hektar einen mehr als doppelt so hohen Vorrat an kurz- bis mittelfristig pflanzenverfügbarem Magnesium, so daß seine Vorratssituation als „mittel“ eingestuft werden kann. „Geringe“ Magnesiumgehalte der Nadeln sowie Translokationsprozesse zwischen älteren und jüngeren Nadeln bestätigen an den beiden ungekalkten Standorten eine angespannte aktuelle Ernährungssituation. Am gekalkten Gneis-Standort besitzen die Nadeln „mittlere“ bis „hohe“ Magnesiumgehalte.

- Auch der **Calcium**haushalt der drei Fichtenwaldökosysteme wird von starken auswaschungsbedingten Verlusten geprägt. Ganzjährig negative Calciumbilanzen weisen das Kronendach, die Humusauflage, der Unterboden und das Gesamt-Ökosystem auf. An den beiden ungekalkten Standorten betragen die ökosystemaren Calciumverluste im Untersuchungsjahr 0,6 (PöOh) bzw. 0,4 (PöUh) kmol pro Hektar. Der ökosystemare Calciumentzug durch die Derbholznutzung entspricht an allen drei Standorten in etwa der Calciumdeposition. Mit 2,6 kmol pro Hektar und Jahr zeigt der gekalkte Gneis-Standort

(PöP) die mit Abstand höchsten Calciumverluste, basierend auf markanten Auswaschungsverlusten aus der Humusaufgabe und vor allem aus dem Unterboden. An diesem Standort dürfte die Ca-Freisetzung zum größten Teil auf Kalklösung in der Humusaufgabe und Desorption vorwiegend kalkbürtiger Calciumionen im Unterboden zurückzuführen sein. Die Bestandeskalkung macht sich drei Jahre nach der Kalkausbringung im Austauscherbelag des gesamten Wurzelraums bemerkbar, vor allem in den humosen Bodenhorizonten. Während die Versorgung mit „kurz- bis mittelfristig im Wurzelraum zur Verfügung stehenden Calciumvorräten“ am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh) als „gering“ einzustufen ist, hebt die Kalkung am zweiten Gneis-Standort (PöP) die Ca-Versorgung auf ein „mittleres“ Niveau an. Die Dominanz der Humusaufgabe als Reservoir pflanzenverfügbarer Nährstoffe ist beim Calcium deutlich schwächer ausgeprägt als beim Kalium und Magnesium. Die höchsten Ca-Vorräte weist die Humusaufgabe am Quarzporphyr-Standort auf. Die Bewertung der aktuellen Calciumversorgung der Fichten anhand der Nadelspiegelwerte fällt günstiger aus, als die Bodenverhältnisse erwarten lassen. So weist der Bestand am ungekalkten Gneis-Standort eine „mittlere“, am gekalkten Gneis-Standort (PöP) eine „mittlere bis hohe“ und am Quarzporphyr-Standort eine „hohe“ aktuelle Ca-Versorgung auf.

- Der **Phosphor**haushalt der drei untersuchten Waldökosysteme wird vor allem durch die ökosysteminternen Flüsse „Pflanzenaufnahme“ und „Streufall“ geprägt. Darüber hinaus ist an zwei Standorten (PöOh, PöP) die Phosphatfracht im Humussickerwasser maßgeblich am P-Umsatz beteiligt, während in den Sickerwässern des Mineralbodens kein oder nur ein geringer Phosphattransport erfolgt. Die gesamtökosystemare P-Bilanz wird allein durch den geringen Input mit der Gesamtdeposition und den Output über die Derbholznutzung bestimmt, da an der Untergrenze der Waldökosysteme kein Phosphataustrag mit dem Sickerwasser erfolgt. So führen starke Derbholzzuwachseleistungen der Fichtenbestände zu hohen P-Austrägen. Entsprechend zeigt das Quarzporphyr-Ökosystem mit 21 Mol P pro Hektar und Jahr die höchste Verlustrate, während die zuwachsschwächeren Gneis-Standorte geringere P-Verluste (PöUh) bzw. sogar depositionsbedingte leichte P-Gewinne (PöP) aufweisen. Eine quantitativ bedeutsame Phosphatfreisetzung unterhalb des Wurzelraums kann - aufgrund von ganzjährig unterhalb der Nachweisgrenze liegenden Phosphatkonzentrationen im Bachwasser - ausgeschlossen werden. „Mittlere“ bis „sehr geringe“ P-Gehalte in den jüngsten Nadeln sowie abnehmende P-Gehalte mit zunehmendem Nadelalter weisen auf eine mäßige bis unzureichende P-Versorgung der Fichten-

bestände hin, vor allem am ungekalkten Gneis-Standort (PöUh). Die Ursache scheint weniger in einem unzureichenden absoluten P-Angebot zu liegen, als vielmehr mit den hohen Al-Konzentrationen in der Bodenlösung und der hohen Al-Sättigung an den Austauscherflächen zusammenzuhängen (Bildung schwer löslicher Al-Phosphate).

Externe Säureinträge in Höhe von 2,9 bis 7,4 kmol IÄ · ha⁻¹ · a⁻¹ (1993) führen zusammen mit dem Abbau der im Boden gespeicherten Säure-Altlasten zu einem massiven Austrag an Mg, Ca, Al, Mn, NO₃ und SO₄ aus den Waldökosystemen. Als Folge wurden Al- und Mn-Konzentrationen im Bachwasser oberhalb des Trinkwassergrenzwertes, SO₄-Konzentrationen im Bachwasser oberhalb des EU-Richtwertes für Trinkwasser, eine starke Schädigung der Bachgewässerbiozönose sowie Nährstoffmängel der Fichtenbestände festgestellt. Gegenwärtig zeigen die ungekalkten Fichtenbestände eine kritische Magnesium- und Phosphorversorgung. In Zukunft muß mit einer zusätzlichen Calcium- und Manganunterversorgung der Fichtenbestände gerechnet werden sowie mit einer Nitratbelastung des Bachwassers, die den EU-Richtwert für Trinkwasser von 25 mg/l erreicht.

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ADAMS, F. u. RAWAJFIH (1977):** Basaluminite and Alunite: A Possible Cause of Sulfate Retention by Acid Soils. – Soil Sci. Soc. Am. Proc., **41**: 169-173.
- ADAMS, F. u. HAJEK, B. F. (1978):** Effects of Solution Sulfate, Hydroxide and Potassium Concentrations on the Crystallization of Alunite, Basaluminite and Gibbsite from Dilute Aluminium Solutions. – Soil Sci., **126**: 686-691.
- ALLEN, R. O. u. STEINNES, E. (1980):** Contribution from long-range atmospheric transport to heavy metal pollution of surface soils. - In: DRABLOS, D. u. TOLLAN, A. (Hrsg.): Proceedings of the international conference. Ecological impact of acid precipitation, 152-154; Sandefjord [Norway].
- ALLOWAY, B. J. u. AYRES, D. C. (1996):** Schadstoffe in der Umwelt. Chemische Grundlagen zur Beurteilung von Luft-, Wasser- und Bodenverschmutzungen. - 382 S.; Heidelberg, Berlin, Oxford.
- AMBERGER, A. (1988):** Pflanzenernährung. - 264 S.; Stuttgart.
- ANDREAE, H. (1993):** Verteilung von Schwermetallen in einem forstlich genutzten Wassereinzugsgebiet unter dem Einfluß saurer Deposition am Beispiel der Sösemulde (Westharz). - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme d. Universität Göttingen, **A 99**: 161 S.; Göttingen.
- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE DER GEOLOGISCHEN LANDESÄMTER UND DER BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND [Hrsg.] (1982):** Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Aufl.: 331 S.; Hannover.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG (1996):** Forstliche Standortsaufnahme. - 352 S.; Münster-Hiltrup.
- BAECHLE, H. T. u. WOLSTEIN, F. (1984):** Cadmium compounds in mineral fertilizers. - The Fertilizer Soc. Proc., **226**; London.
- BAHRENBERG, G. u. GIESE, E. (1975):** Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie. - 308 S.; Stuttgart.
- BARKOWSKI, D., GÜNTHER, P., HINZ, E. u. RÖCHERT, R. (1987):** Altlasten. Handbuch zur Ermittlung und Abwehr von Gefahren durch kontaminierte Standorte. - 270 S.; Karlsruhe, Kaiserslautern.
- BENECKE, P. (1987):** Stoffhaushalt von Wald-Ökosystemen. Wasserhaushalt. - Vorlesungsskript am Inst. f. Bodenkde. u. Waldernähr. d. Univ. Göttingen: 181 S.; Göttingen.
- BENECKE, P. (1984):** Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. - Schriften aus der forstl. Fak. d. Univ. Göttingen.
- BENECKE, P. u. DEUTSCHMANN, G. (1992):** Wasser- und Stoffbilanz des Bodens und oberflächennahen Untergrundes der Fichtenfläche im Solling. - In: Stabilitätsbedingungen von Waldökosystemen. Zwischenbericht von 1989 bis 1991. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, **B 31**; Göttingen.

- BENECKE, P. u. PLOEG VAN DER, R. R. (1979):** Das hydrologische Verhalten ungesättigter Bodenschichten am Beispiel forstlicher Ökosysteme. - Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., **142**: 169 - 184.
- BERGKVIST, B. (1986):** Leaching of Metals from a Spruce Forest Soil as Influenced by Experimental Acidification. - Water, Air and Soil Pollution, **31**: 901-916; Dordrecht.
- BERGMANN, W. (1983):** Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. - 617 S.; Stuttgart.
- BEYREUTHER, H. (1931):** Standortsuntersuchungen im Gebiet des Teplitzer Quarzporphyrs. - 44 S. [unveröff.].
- BEZIRKSSTELLE FÜR GEOLOGIE DRESDEN (1970):** Hydrogeologische Stellungnahme zum Repräsentativgebiet Pöbelbach. - 6 S.; Dresden.
- BLENDINGER, C. (1994):** silVlow - Ein Programm zur Berechnung gesättigt - ungesättigter Strömung im zweidimensionalen porösen Medium. - SFB 350, Universität Bonn.
- BLOCK, J., BOPP, O., GATTI, M., HEIDINGSFELD, N. u. ZOTH, R. (1991):** Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz. - Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten [Hrsg.]: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz, **17**: 237 S.; Trippstadt/Pfalz.
- BOLLARD, E. G. (1983):** Involvement of unusual elements in plant growth and nutrition. - In: LÄUCHLI, A. u. BIELSKI, R. L. [Hrsg.]: Inorganic Plant Nutrition, *Encycl. Plant Physiol. New Series* **15B**: 695-744; Berlin, Heidelberg.
- BOUMA, D. (1967):** Nutrient uptake and distribution in subterranean clover during recovery from nutritional stresses. I. Experiments with phosphorus. - Austr. J. Biol. Sci.; **20**: 601-612.
- BOZAU, E. (1995):** Zum atmosphärischen Stoffeintrag in das Osterzgebirge. - Inaugural-Dissertation an der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg. - 102 + 21S.; Clausthal-Zellerfeld [Papierflieger-Vlg.].
- BREDEMEIER, M. (1988):** Forest Canopy Transformation of Atmospheric Deposition. - Water Air Soil Pollution, **40**: 121-138.
- BREDEMEIER, M. (1987):** Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A 33**: 183 S.; Göttingen.
- BREDEMEIER, M. u. ULRICH, B. (1987):** Depositionsbedingte und ökosysteminterne Anteile der Säurebelastung von Waldböden. - Allgem Forstz., **11**: 256-261; München.
- BRÜMMER, G. W., HORNBERG, V. u. HILLER, D. A. (1991):** Schwermetallbelastung von Böden. - Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., **63**: 31-42.
- BRUGGENWERT, M. G. M., BOLT, G. H. u. HIEMSTRA, T. (1986):** Acid-base systems in soils. - Transaction XIII. Congress International Society Soil Science, **5**: 51-58; Hamburg.
- BRUMSACK, H.-J. u. HEINRICHS, H. (1992):** Arbeitsbericht zum Forschungsvorhaben: „Geochemische Untersuchungen an natürlichen und anthropogen beeinflussten Gewässern, Schwebstoffen und Porenlösungen der Roten Weißeritz und Talsperre Malter (östliches Erzgebirge)“. - Geochem. Inst. d. Univ. Göttingen; 8+18 S. [unveröff.].

- BUCHTER, B. (1986):** Wasserhaushalt und Skelettstruktur eines Rendzina-Bodens. - Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes, **62** (4).
- BÜTTNER, G., LAMERSDORF, N., SCHULTZ, R. u. ULRICH, B. (1986):** Deposition und Verteilung chemischer Elemente in küstennahen Waldstandorten. - Fallstudie Wingst, Abschlußbericht. - Ber. d. Forschungszentr. Waldökosyst. d. Univ. Göttingen, **B1**; Göttingen.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1997):** Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE). - 2 Bände; Bonn
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1990):** Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Arbeitsanleitung. - 147 S.; Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT, WIRTSCHAFTSMINISTERIUM DER TSCHECHISCHEN REPUBLIK U. SÄCHSISCHE STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG [Hrsg.] (1995):** Leitlinien und Entwicklungsziele zur umweltschonenden Raumentwicklung des sächsisch-böhmischen Erzgebirges - ein Beitrag zur Regionalplanung (F+E-Vorhaben 10401111). - 3 Bände und 1 Kartenband; Berlin.
- BURSE, K. D. u. SCHRAMM, H.-J. (1996):** Waldbodenzustandsbericht für Thüringen. – Mitteilungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft; **10/1996**.
- CALDER, I. R. (1978):** Transpiration observations from a spruce forest and comparisons with predictions from an evaporation model. - Journal of Hydrology, **38**: 33-47.
- CASSENS-SASSE, E. (1987):** Witterungsbedingte saisonale Versauerungsschübe im Boden zweier Waldökosysteme. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A 30**: 287 S.; Göttingen.
- COLE, D. W. u. RAPP, M. (1981):** Element cycling in forest ecosystems. - In: REICHLE, D. E. [Hrsg.]: Dynamic properties of forest ecosystems., 341-409; Cambridge.
- COSBY, B. J., HORNBERGER, G. M. u. GALLOWAY, J. N. (1983):** Model of Acidification of Groundwater in Catchments. - [unveröff.].
- CROOKE, W. M. (1956):** Effect of soil reaction on uptake of nickel from a serpentine soil. - Soil Sci., **81**: 269-276.
- DAMMAN, W. (1965):** Meteorologische Verdunstungsmessung, Näherungsformeln und die Verdunstung in Deutschland. - Wasserwirtschaft, **55**: 315-321.
- DEFANT, A. u. DEFANT, F. (1958):** Physikalische Dynamik der Atmosphäre. - Frankfurt/Main.
- DELFS, J., FRIEDRICH, W., KIESEKAMP, H. u. WAGENHOF, A. (1958):** Der Einfluß des Waldes und des Kahlschlages auf den Abflußvorgang, den Wasserhaushalt und den Bodenabtrag. - Aus dem Walde, Mitt. d. niedersächs. Landesforstverwaltung, Heft 3.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (1979):** Hydrologie: Begriffe, quantitativ. Teil 1, DIN 4049.

- DEUTSCHMANN, G. (1994):** Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **A 118**: 180 S.; Göttingen.
- DIETZE, G. u. ULRICH, B. (1985):** Al-Bindungsformen und-Gleichgewichte im Sickerwasser saurer Böden, in Gegenwart organischer Sickerwasserinhaltsstoffe. - Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., **43** (1): 347-352.
- DYCK, S. u. PESCHKE, G. (1989):** Grundlagen der Hydrologie. - 408 S.; VEB Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EHRENBERGER, F. u. GORBACH, S. (1973):** Methoden der organischen Elementar- und Spurenanalyse. 452 S.; Verlag Chemie, Weinheim.
- EIKMANN, T. u. KLOKE, A. (1991):** Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für Schadstoffe in Böden. - In: ROSENKRANZ, D., EINSELE, G. u. HARESS, H. M. [Hrsg.]: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt; Berlin.
- EL-BASSAM, N. (1978):** Spurenelemente: Nährstoffe und Gift zugleich. - Kali-Briefe, **14**: 255-272.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. u. SCHAUERMANN, J. (1986):** Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts. - 507 S.; Ulmer Verlag, Stuttgart.
- EPSTEIN, E. (1971):** Mineral nutrition in plants. Principles and perspectives. - New York.
- FATHI, M. u. LORENZ, H. (1980):** Bindungsformen von Quecksilber, Cadmium und Blei in Biotopen, Verhalten in der Nahrungskette und Vorkommen in Nahrungsmitteln, Metabolismus in Pflanze, Tier und Mensch. - ZEBS-Berichte **1/1980**: 233 S.; Berlin.
- FEDDES, R. A., KOWALIK, P. J. u. ZARADRY, H. (1978):** Simulation of Field Water Use and Crop Yield. - Centre of Agricultural Publishing and Dokumentation; Wageningen.
- FEGER, K. H. (1993):** Bedeutung von ökosysteminternen Umsetzungen und Nutzungseingriffen auf den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. - Freiburger Bodenkdl. Abh., Heft **31** (Habilitationsschrift): 237 S.; Freiburg.
- FIRBAS, F. (1949):** Waldgeschichte Mitteleuropas. Teil 1. - Jena.
- FIRBAS, F. (1952):** Waldgeschichte Mitteleuropas. Teil 2. - Jena.
- FIRESTONE, M. K., KILLHAM, K. u. McCOLL, J. G. (1983):** Fungal toxicity of mobilized soil aluminium and manganese. - Appl. Environ. Microbiol., **46**: 758-761.
- FORSCHUNGSZENTRUM FÜR BODENFRUCHTBARKEIT MÜNCHENBERG DER AKADEMIE DER LANDWIRTSCHAFTSWISSENSCHAFTEN DER DDR (1991):** Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). - Unveränderter Nachdruck, 78 S.; Eberswalde [unveröff.].
- FORSTWIRTSCHAFTLICHES INSTITUT POTSDAM [Hrsg.] (1965):** Erläuterungen zu den Standortskarten des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Tharandt. - 292 S.; Potsdam [unveröff.].
- GERKE, J. (1993):** Huminstoff-Aluminium-Komplexe und Al-Spezies in der Bodenlösung. - Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., **71**: 269-272.

- GLANE ter, A. (1995):** Einrichtung und Optimierung eines ICP-OES mit „end-view“-Technik und seine Anwendung bei der Analytik von Sedimenten und Schlacken des Brunnenbaches (Mittelharz) - Kartierung der Lithologie und Schlackenhalde des Brunnenbachtals. - Diplomarbeit und Diplomkartierung am Institut für Geologie und Dynamik der Lithosphäre der Universität Göttingen, 185 S.; Göttingen [unveröff.].
- GODBOLD, D. L. (1984):** The uptake and toxicity of heavy metals in *Picea abies* (Karst.). - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **A 4**; Göttingen.
- GODT, J. u. MAYER, R. (1986):** Mobility of metals in trees: A method to estimate plant uptake of macro- and traceelements. - Intern. Soc. of Soil Sci. XIII. Cong. Hamburg, Aug. 13-20. 1986.
- GRIMME, H. (1983):** Aluminium induced magnesium deficiency in oats. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **146**: 666-676.
- HALLSWORTH, E. G., GREENWOOD, E. A. N. u. AUDEN, J. (1957):** Trace elements in soils, plants and animals. - Zit. n. Nature, **180**: 24.
- HALVES, J. (1994a):** Zooplanktonzönosen von anthropogen belasteten Stauseen im Osterzgebirge. - Diplomarbeit am II. Zoologischen Inst., Abt. Ökologie d. Univ. Göttingen: 112+24 S. [unveröff.].
- HALVES, J. (1994b):** Zooplanktonzönosen des oligotrophen und versauerten Stausees Großer Galtenteich und der eutrophen und schwermetallbelasteten Talsperre Malter im Osterzgebirge. - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1993 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie: 92-97.
- HAMMERMÜLLER, M. (1964):** Um Altenberg, Geising und Lauenstein. Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandsaufnahme im Gebiet von Altenberg und Fürstenwalde. - Werte d. deutschen Heimat, **7**: 221 S.; Berlin.
- HAMPE, T. u. MARSCHNER, H. (1982):** Effect of sodium on morphology, water relations and net photosynthesis in sugar beet leaves. - Z. Pflanzenphysiol., **108**: 24.
- HANSON, J. B. (1984):** The functions of calcium in plant nutrition. - Adv. Plant Nutr., **1**: 149-208.
- HANTSCHHEL, R. (1987):** Wasser- und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. - Bayreuther Bodenkdl. Ber., **3**: 219 S.; Bayreuth.
- HANTSCHHEL, R., KAUPENJOHANN, M., SCHAAF, W., HORN, R. u. ZECH, W. (1985):** Wasser- und Elementtransport in unterschiedlich gedüngten, geschädigten Waldökosystemen. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., **43**: 963-968.
- HARTGE, K. H. (1978):** Einführung in die Bodenphysik. - XVI + 364 S.; Stuttgart.
- HARTGE, K. H. u. HORN, R. (1989):** Die physikalische Untersuchung von Böden. - 175 S.; Stuttgart.
- HAUHS, M. (1985 a):** Der Einfluß des Waldsterbens auf den Zustand von Oberflächengewässern. - Z. dt. geol. Ges., **136**: 585-597; Hannover.
- HAUHS, M. (1985 b):** Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **17**: 206 S.; Göttingen.

- HAUHS, M. (1989):** Lange Bramke: An Ecosystem Study of a Forested Catchment. - In: ADRIANO, D. C. u. HAVAS, M. [Hrsg.]: Acid precipitation. Case Studies, **1**: 275-305; New York, Berlin.
- HAUHS, M. u. WRIGHT, R. F. (1986):** Relationship between forest decline and soil and water acidification in Scandinavia and Northern Germany. - Manuskript zum: Mid South Symposium on Acid Deposition, Little Rock, 20.-21. April 1986.
- HAUHS, M. u. WRIGHT, R. F. (1988):** Acid deposition: Reversibility of soil and water acidification - A review. - Air Pollution Research Report **11**, Commission of the European Communities.
- HEINRICH, D. & HERGT, M. (1990):** dtv-Atlas zur Ökologie. - 283 S.; München.
- HEINRICHS, H., BRUMSACK, H.-J., LOFTFIELD, N. u. KÖNIG, N. (1986):** Verbessertes Druckaufschlußsystem für biologische und anorganische Materialien. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **149**: 350-353; Weinheim.
- HEINRICHS, H. u. HERRMANN, G. (1990):** Praktikum der analytischen Geochemie. - 669 S.; Berlin u. a. [Springer Verlag].
- HERRMANN, R. (1977):** Einführung in die Hydrologie. - 151 S.; Teubner Verlag, Stuttgart.
- HERRNSTADT, C. (1995):** Wechselwirkungen von Aluminium mit wasserlöslichen Bodeninhaltsstoffen. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme d. Universität Göttingen, **A 127**: 116 S.; Göttingen.
- HILD, A. (1993):** Geochemische Untersuchungen an Bachsedimenten aus dem Einzugsgebiet der Talsperre Malter (Osterzgebirge). - Diplomarbeit am Inst. f. Geol. u. Dynamik d. Lithosphäre d. Univ. Göttingen, 65+34 S. [unveröff.].
- HILDEBRAND, E. E. (1974):** Die Bindung von Immissionsblei in Böden. - Freiburger Bodenkundl. Abhandl., **4**: 147 S.; Freiburg.
- HOCK, B. u. ELSTNER, E. F. [Hrsg.] (1995):** Schadwirkungen auf Pflanzen. Lehrbuch der Pflanzentoxikologie. - 444 S.; Heidelberg, Berlin, Oxford.
- HOFMANN, G. (1996):** Qualitativ-quantitative Erfassung der Diatomeen von Sedimentkernen der Talsperre Malter sowie Rekonstruktion der historischen Entwicklung des Trophiestatus und der Säurebelastung anhand der Artenzusammensetzung. - Ber. zum DFG-Forschungsvorhaben „Stoffdispersion Osterzgebirge“; II. Zoologischen Inst., Abt. Ökologie d. Univ. Göttingen: 20+17 S. [unveröff.].
- HÖLZER, R. (1982):** Wasserhaushaltsuntersuchungen der Streu- und der obersten Bodenschicht eines Fichtenbestandes unter Verwendung von Modellrechnungen. - Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft **4**: 117-144; Kirchzarten.
- HORNBERG, V. (1991):** Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. - Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, **2**: 228 S.; Bonn.
- HORNBERG, V. u. BRÜMMER, G. W. (1989):** Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. - Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., **59**: 727-731.
- HORNUNG, U. u. MESSING, W. (1984):** Poröse Medien - Methoden und Simulation. - 160 S.; Kirchzarten.

- HÜTTER, L. A. (1992):** Wasser und Wasseruntersuchung. Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. – 516 S.; Frankfurt a. M..
- HÜTTL, R. (1992):** Die Blattanalyse als Diagnose- und Monitoringinstrument in Waldökosystemen. - Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen, **30**: 31-59, Freiburg.
- HUNDT, R. u. WAGNER, W. (1966):** Die Pflanzenwelt im östlichen Erzgebirge. - Werte der deutschen Heimat, **10**: 153 - 167; Berlin.
- ILLMER, P., MARSHALL, K. u. SCHINNER, F. (1995):** Influence of available aluminium on soil microorganisms. - Lett. Appl. Microbiol., **21**: 393-397.
- JACOBSEN, B. S., FONG, F. u. HEALTH, R. L. (1975):** Carbonic anhydrase of spinach. Studies on its localisation, inhibition and physiological function. - Plant Physiol. **55**: 468-474.
- JOHANN, K. (1977):** Eine neue Jahrringmeßanlage für Bohrkerne und Stammscheiben. Ein Beitrag zur Fortentwicklung der integrierten Datenverarbeitung. - FA: 204-206.
- JOHNSON, A. H., SCHWARTZMAN, T. N., BATTLES, J. J., MILLER, R., FRIEDLAND, A. J. u. VANN, D. R. (1994):** Acid rain and soils of the Adirondacks. II. Evaluation of calcium and aluminium as causes of red spruce decline at Whiteface Mountain, New York. - Can. J. or. Res., **24**: 654-662.
- JUNG, J. u. DRESSEL, J. (1969):** Ein 10jähriger Lysimeterversuch über das Verhalten von Magnesium im Boden und in der Pflanze. – Z. Acker- u. Pflanzenbau, **130**: 122-136.
- JUST, G. (1988):** Zur Geochemie der Elemente Thorium, Uranium und Kalium im kristallinen Grundgebirge der DDR; Osterzgebirge, Variszische Vulkanite, Objekt Schmiedeberg. - Leipzig.
- KAISER, H. u. SPECKER, H. (1956):** Bewertung und Vergleich von Analysenverfahren. – Zeitschrift für Analytische Chemie, **149**: 46-68.
- KAMPRATH, E. J. u. FOY, C. D. (1971):** Lime-fertilizer-plant interactions in acid soils. Fertilizer Technology & Use. - Soil Sci. Soc. Amer.: 105-151; Madison.
- KNÖPFEL, C. K. (1994):** Gelöste Kationen und Anionen in anthropogen beeinflussten Zuläufen der Roten Weißeritz (Osterzgebirge). - Diplomarbeit am Geochem. Inst. d. Univ. Göttingen: 92 S..
- KÖNIG, N. u. ULRICH (1986):** Molekülgrößenverteilung, Komplexierungs- und Adsorptionsverhalten natürlicher organischer Substanzen eines sauren Waldbodens in Lützelinden und ihr Einfluß auf die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **B 3**: 122-132; Göttingen.
- KÖNIG, N., BACCINI, P., ULRICH, B. (1986):** Einfluß natürlicher organischer Substanzen auf die Schwermetallverteilung in Böden. - In: Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **B 3**: 84 - 181; Göttingen.
- KÖNIG, N., BACCINI, P., ULRICH, B. (1985):** Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem Sauren Waldboden. – Z. Pflanzen. Bodenk., **148**.
- KRAMER, H. u. AKCA, A. (1987):** Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. - 287 S.; Frankfurt/Main.

- KRAUSE, G. H. M., JUNG, K. D. u. PRINZ, B. (1985):** Experimentelle Untersuchungen zur Aufklärung der neuartigen Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland. – VDI-Bericht **560**: 627-656.
- KREUTZER, K. u. HEIL, K. (1989):** Untersuchungen zum Stoffhaushalt in einem Fichtenbestand der Hochlagen des Bayrischen Waldes. – Gesellschaft f. Strahlenforschung GSF: Berichte **6/89**: 51-60; Neuherberg.
- KUCHENBUCH, R. u. JUNGK, A. (1984):** Wirkung der Kaliumdüngung auf die Kaliumverfügbarkeit in der Rhizosphäre von Raps. – Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **147**: 435-448.
- LAHOUTI, M. u. PETERSON, P. J. (1979):** Chromium accumulation and distribution in crop plants. - J. Sci. Food Agric., **30**: 136-142.
- LAMBRECHT, K., RAMERS, H., REGER, G.; SOKOLLEK, V. u. WOHLRAB, B. (1979):** Einfluß der Bodennutzung auf Grundwasserneubildung und Grundwassergüte. - In: Hess. Min. Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Berichte zur Landeskultur. 199 S.; Gießen.
- LAMERSDORF, N. (1988):** Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldökosystemen. - Texte UBA, 17: 143-152.
- LAMERSDORF, N. (1985):** Verteilung von Spurenelementen in Waldökosystemen. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A 36**: 205 S.; Göttingen.
- LANGUSCH, J. (1995):** Untersuchungen zum Ionenhaushalt zweier Wassereinzugsgebiete in verschiedenen Höhenlagen des Osterzgebirges. – Dissertation an der Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der TU Dresden: 183 S.; Dresden.
- LAUTERBACH, G. (1991):** Untersuchungen zum Stoffhaushalt des bewaldeten Einzugsgebietes der Steilen Bramke (Oberharz). Vorbereitung einer hochdosierten Kalkungsmaßnahme und Beobachtung initialer Effekte. - Diplomarbeit am Geogr. Inst. d. Univ. Göttingen: 204 S.; Göttingen [unveröff.].
- LEPP, N. W. (1981):** Effect of heavy metal pollution on plants. - **1**: 111-144; London, New Jersey.
- LEBMANN, D. (1996):** Auswirkungen von Bauarbeiten an einem Staudamm auf das Makrozoobenthos eines Fließgewässers. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Tagungsbericht 1995 (Berlin), Krefeld: 423-425.
- LEBMANN, D., HALVES, J., SUDBRACK, R. u. SCHAEFER, M. (1996):** Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben „Beiträge zur natürlichen und anthropogenen Stoffdispersion im Osterzgebirge - Quellen und Senken im Ökosystem zwischen Erzgebirgskamm und Talsperre Malter (Stoffdispersion Osterzgebirge) - Teil Limnologie“. - II. Zoologisches Institut der Universität Göttingen, Abteilung Ökologie: 146 S.; Göttingen [unveröff.].
- LIKENS, G. E., BORMANN, F. H., PIERCE, R. S., EATON, J. S. u. JOHNSON, N. M. (1977):** Biogeochemistry of a forested ecosystem; New York.
- LINKERSDÖRFER, S. u. BENECKE, P. (1987):** Auswirkungen von sauren Depositionen auf die Grundwasserqualität in bewaldeten Gebieten. - Inst. f. Bodenkde. u. Waldernähr. d. Univ. Göttingen: 169 S.; Berlin.

- LISCHEID, G. (1995):** Prozeßorientierte hydrologische Untersuchungen am Kleinen Guldenberg bei Zierenberg (Nordhessen) in verschiedenen Skalenbereichen. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A 128**: 132 S.; Göttingen.
- MALESSA, V. (1993):** Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Söse-mulde (Westharz). - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme d. Universität Göttingen, **A 98**: 233 S.; Göttingen.
- MANDERSCHIED, B. (1992):** Modellentwicklung zum Wasser- und Stoffhaushalt am Beispiel von vier Monitoringflächen. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **A 87**: 233 S.; Göttingen.
- MANDERSCHIED, B. (1991):** Die Simulation des Wasserhaushaltes als Teil der Ökosystemforschung. - In: Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **B 24**: 211 - 242; Göttingen.
- MATSCHULLAT, J. (1997):** Abschlußbericht zum Pilotprojekt „Stoffdispersion Osterzgebirge“, Teilprojekte DFG Ma 1414/1-n-n „Immissionsmessungen im Osterzgebirge“ Januar 1992 bis Mai 1993; 19 S. [unveröff.].
- MATSCHULLAT, J. (1995):** Geochemische Flüsse in anthropogen beeinflussten Mittelgebirgen. - Heidelberger Beiträge zur Umwelt-Geochemie, **1**: 174 S.; Heidelberg.
- MATSCHULLAT, J. u. BOZAU, E. (1996):** Atmospheric element input in the Eastern Ore Mountains. - Applied Geochemistry, **11**: 149-154.
- MATSCHULLAT, J., BOZAU, E., BRUMSACK, H.-J., FÄNGER, R., HEINRICHS, H., HILD, A., LAUTERBACH, G., SCHNEIDER, J., SCHUBERT, M., LEBMANN, D., HALVES, J., SCHAEFER, M. u. SUDBRACK, R. (1994):** Stoffdispersion Osterzgebirge – Ökosystemforschung in einer alten Kulturlandschaft. – In: MATSCHULLAT, J. u. MÜLLER, G. [Hrsg.]: Geowissenschaften und Umwelt: 227-242; Berlin, Heidelberg, New York [Springer Vlg.].
- MATZNER, E. (1988):** Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A 40**: 217 S.; Göttingen.
- MATZNER, E., KHANNA, P. K., MEIWES, K.-J., LINDHEIM, M., PRENZEL, J. u. ULRICH, B. (1982):** Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling - Datendokumentation. - Göttinger Bodenkdl. Ber., **71**: 267 S.; Göttingen.
- MATZNER, E. u. ULRICH, B. (1984):** Raten der Deposition, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. – Z. f. Pflanzenernähr. u. Bodenkde., **147**: 290-308.
- MAYER, R. (1981):** Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. - Göttinger Bodenk. Ber., **70**: 292 S.; Göttingen.
- MAYER, R. u. HEINRICHS, H. (1981):** Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. - Zeitschr. f. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde, **114**: 637-646.
- MAYER, R. u. ULRICH, B. (1974):** Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis. - Oecol. Plant., **9**: 157 - 168.
- McCORMICK, L. H. u. BORDEN, F. Y. (1974):** The occurrence of aluminium-phosphate precipitate in plant roots. - Proc. Soil Sci. Soc. Amer., **38**: 931-934.

- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P. K., PRENZEL, J., u. ULRICH, B. (1984a):** Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A7**: 1 - 68; Göttingen.
- MEIWES, K.-J., HAUHS, M., GERKE, H., ASCHE, N., MATZNER, E. u. LAMERSDORF, N. (1984b):** Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen. Konzept und Methodik. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A7**: 69 - 142; Göttingen.
- MEESENBURG, H. u. MÜLLER, H. E. (1992):** Simulation des Stofftransportes im Sickerwasser, Interflow und Bachwasser basenarmer Einzugsgebiete des Nordschwarzwaldes. - Abschlußbericht des PWAB-Projektes PW 89.076, 152 S.; Freiburg.
- MENGEL, K. (1991):** Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. - 466 S.; Jena.
- MENGEL, K. u. KIRKBY, E. A. (1987):** Principles of plant nutrition. - Publ. Int. Potash Inst; Bern.
- MISHRA, D. u. KAR, M. (1974):** Nickel in plant growth and metabolism. - Bot. Rev.: 395-452.
- MONTEITH, J. L. (1965):** Evaporation and the environment. - Symp. Soc. Exp. Biol., **19**: 205 -234.
- MOORE, D. P. (1974):** Physiological effects of pH on roots. - The plant root and its environment, University Press of Virginia; Charlottesville.
- MORARD, P. (1970):** Distribution de phosphore étudiée au moyen de l'isotope radioactif et par colorimétrie chez la sarrasin (*Fagopyrum esculentum*, var. La Harpe) cultivée sur solution nutritive. - C. R. Acad. Sci. (Paris) Sér. D **270**: 2075-2077.
- MORTIMER, C.E. (1983):** Chemie. Das Basiswissen der Chemie in Schwerpunkten. – 637 S.; Stuttgart, New York.
- MORTVEDT, J. J. u. LINDSAY, W. L. [Hrsg.]:** Micronutrients in agriculture. - Publ. Soil Sci. Soc. Amer.; Madison.
- MOSANDL R. u. HARTIG (1993):** Exkursionsführer Osterzgebirge. - 24 S.; [unveröff., Institut für Waldbau und Forstschutz, Abteilung Forstwirtschaft Tharandt der Technischen Universität Dresden].
- MÜCKENHAUSEN, E. (1977):** Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. - 2. Auflage; Frankfurt/Main.
- MÜLLER, D. (1989):** Vergleich dreier bewaldeter Einzugsgebiete (Hoylandet - Birkenes - Lange Bramke) entlang eines Nord-Süd-Gradienten der Säuredeposition anhand ausgewählter Ökosystemparameter. Die Beurteilung des Wassertransportes anhand eines Simulationsmodelles. – Diplomarbeit am Geogr. Inst. d. Univ. Göttingen [unveröff.].
- MÜLLER, J. (1996):** Sedimentchemische Untersuchungen zur Belastungsgeschichte der Talsperre Malter. - Diplomarbeit am Inst. f. Geol. u. Dynamik d. Lithosphäre d. Univ. Göttingen, 75+28 S. [unveröff.].
- MÜLLER, J., RUPPERT, H., MURAMATSU, Y. u. SCHNEIDER, J. (2000):** Reservoir sediments - Witness of mining and industrial development (Malter reservoir Eastern Erzgebirge, Germany). - Environmental Geology [impress].

7 Literaturverzeichnis

- MURACH, D. (1984):** Die Reaktion von Fichten (*Picea abies*) auf zunehmende Bodenversauerung. - Göttinger Bodenkde. Ber., **77**: 126 S.; Göttingen.
- MURACH, D. (1983):** Die Reaktion von Fichtenfeinwurzeln auf zunehmende Bodenversauerung. - Allgem. Forstz., **38** (26/27): 683 - 686; München.
- MURAMATSU, Y. (1992):** Geochemische Untersuchungen an Seesedimenten der Talsperre Malter (Osterzgebirge). - Ber. an den DAAD: 12 S.; Göttingen [unveröff.].
- NEEF, E. (1966):** Das Osterzgebirge (Geographischer Überblick). - Werte der deutschen Heimat, **10**: 123 - 130; Berlin.
- NEUMÜLLER, O. A. (1981):** Römpps Chemie-Lexikon. - **2**: 1562 S.; Stuttgart.
- NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG [Hrsg.] (1988):** Die Versauerung der Waldböden. Stand der Forschungsergebnisse. - Allgem. Forstz., **43**: 1167 - 1168; München.
- NORDSTROM, D. K. (1982):** The Effect of Sulfate on Aluminium Concentrations in Natural Waters: Some Stability Relations in the System Al_2 , O_3 , SO_4 , H_2O at 298 K°. - Geochim. Cosmochim. Acta, **46**: 681-692.
- OPARA-NADI, O. A. (1979):** A comparison of some methods for determining the hydraulic conductivity of unsaturated soils in the low suction range. - Gött. Bodenkundl. Ber., **57**: 104 S.; Göttingen.
- PÄLCHEN, W., RANK, G., HARPKE, B. u. STROHBACH, S. (1989a):** Suche Zinn. Erzfeld Altenberg-Dippoldiswalde. Pedogeochemische Prospektion. Maßstab 1:25000. - Ber. VEB Geologische Forschung und Erkundung Freiberg. - 33 S. [unveröff.].
- PÄLCHEN, W., RANK, G., SCHIRN, R., WIEMEIER, G., KÜHNE, R., ZERNKE, B., HARPKE, B., SCHUBERT, H. u. WILKE, R. (1989b):** Suche Zinn. Erzfeld Altenberg-Dippoldiswalde. Komplexinterpretation geologischer, geophysikalischer und geochemischer Untersuchungen im Maßstab 1:25000. - Ber. VEB Geologische Forschung und Erkundung Freiberg. - 26 S. [unveröff.].
- PÄLCHEN, W., RANK, G., LANGE, H. u. TISCHENDORF, G. (1987):** Regionale Clarkewerte. Möglichkeiten und Grenzen ihrer Anwendung am Beispiel des Erzgebirges. - Chemie d. Erde, **47**: 1-17.
- PÄLCHEN, W., RANK, G. u. BERGER, R. (1982):** Regionalgeochemische Untersuchungen an Gesteinen, fluviatilen Sedimenten und Wässern in Erzgebirge und Vogtland. - Ber. VEB Geologische Forschung und Erkundung Freiberg [unveröff.].
- PATEL, P. M. u. MUELLER, R. T. (1976):** Some effects of copper, cobalt, cadmium, zinc, nickel and chromium on growth and mineral element concentration in Chrysanthemum. - J. Amer. Soc. Hort. Sci., **101**: 553-556.
- PENMAN, H. L. (1948):** Natural evaporation from open water, bare soil and grass. - Proc. Roy. Soc., **193**: 120-145; London.
- PIETZSCH, K. (1962):** Geologie von Sachsen. - Berlin.
- POLACCO, J. C. (1977):** Nitrogen metabolism in soybean tissue culture. Urea utilization and urease synthesis require Ni^{2+} . - Plant Physiol., **59**: 827-830.

- PRATT, P. F. (1966):** Chromium. - In: CHAPMAN, H. D. [Hrsg.]: Diagnostic criteria for plants & soils, Div. Agric. Sci.: 136-141.
- PRENZEL, J. (1983):** A Mechanism for Storage and Retrieval of Acid in Soils. – In: ULRICH, B. u. PANKRATH, J. [Hrsg.]: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems: 157-170: D. Reidel Publ. Comp..
- PRENZEL, J. (1982):** Ein bodenchemisches Gleichgewichtsmodell mit Kationenaustausch und Aluminiumhydroxosulfat. – Göttinger Bodenkdl. Ber., **72**: 113 S.; Göttingen.
- QUELLMALZ, W. (1966):** Geologische Übersicht des Osterzgebirges. - In: Kommission für Heimatforschung [Hrsg.]: Werte der deutschen Heimat, **10**: S. 131-144; Berlin.
- RABEN, G. H. (1988):** Untersuchungen zur raumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Stressparameter und deren Einfluß auf die Feinwurzelentwicklung in bodensauren Waldgesellschaften des Hils. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **A 36**: 253 S.; Göttingen.
- RAISCH, W. (1983):** Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde (Südschwarzwald). - Freiburger Bodenkundl. Abhandl., **11**; Freiburg.
- REEMTSMA, J. B. (1988):** Ernährung der Fichte in Niedersachsen und erste Ergebnisse. Manuskript zum IMA-Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände"; - Bayreuth.
- REHFUESS, K. E. (1981):** Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. - 192 S.; Hamburg u. Berlin.
- REHFUESS, K. E. u. RODENKIRCHEN, H. (1981):** Über die Nadelröte-Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in Süddeutschland. - Forstw. Cbl., **103**: 248-262.
- REINHOLD, F. (1942):** Die Bestockung der kursächsischen Wälder im 16. Jahrhundert.
- REUSS, J. O. u. JOHNSON, D. W. (1986):** Acid depositions and the acidification of soils and waters. - Ecological Studies, **59**: New York.
- RICHARD, F. u. LUTHIN, J. (1965):** Zur Untersuchung der Wasserbewegung in Hangböden mit unvollkommener Durchlässigkeit. - Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswesen, **41** (6): 305-367.
- RICHTER, H. (1966):** Die Oberflächenformen des oberen Osterzgebirges. - Werte der deutschen Heimat, **10**: 145-152; Berlin.
- RINNE, R. W. u. LANGSTON, R. G. (1960):** Effect of growth on redistribution of some mineral elements in peppermint. - Plant Physiol., **35**: 210-215.
- RÖMHELD, V. u. KRAMER, D. (1983):** Relationship between proton efflux and rhizodermal transfer cells induced by iron deficiency. - Z. Pflanzenphysiol., **113**: 73-83.
- ROST-SIEBERT, K. (1985):** Untersuchungen zur H- und Al-Ionentoxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies*, Karst.) und Buche in Lösungskultur. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **12**: 219 S.; Göttingen.
- RUPPERT, H. (1987):** Bestimmung von Schwermetallen im Boden sowie die ihr Verhalten beeinflussenden Bodeneigenschaften. - Beilage zum GLA-Fachbericht 2 und zum Merkblatt „Bodenkataster Bayern“: 12 S.; München.

- SACHS, L. (1984):** Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. - 552 S.; Berlin.
- SÄCHSICHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN [Hrsg.] (1994):** Waldschadensbericht 1994. - 80 S.; Dresden.
- SÄCHSICHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN [Hrsg.] (1995):** Waldschadensbericht 1995. - 69 S.; Dresden.
- SÄCHSICHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN [Hrsg.] (1996):** Waldschadensbericht 1996. - 92 S.; Dresden.
- SAUERBECK, D. (1989):** Der Transfer von Schwermetallen in die Pflanze. - In: BEHRENS, D. u. WIESNER, J. (Hrsg.): Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden: 281-316; Frankfurt/M..
- SAUERBECK, D. (1982):** Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumsbeeinträchtigungen zu vermeiden? - Landw. Forsch. Sonderh. **39**: 108-129.
- SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H. u. SCHWERTMANN, U. (1998):** Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde, 14. Aufl.; Stuttgart.
- SCHINNER, F. u. SONNLEITNER, R. (1997):** Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik. Band IV: Anorganische Schadstoffe. - 459 S.; Berlin, Heidelberg.
- SCHLEGEL, H. (1985):** Schwermetalltoxizität bei Fichtenkeimlingen (*Picea abies* Karst.) am Beispiel von Cadmium, Zink und Quecksilber. - Diplomarbeit am Forstbot. Inst. d. Univ. Göttingen [unveröff.].
- SCHMIDT, J. P. (1992):** Die Beziehung der hydromorphologischen Merkmale zum Wasserhaushalt auf drei Waldstandorten im Hunsrück. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **A 95**: 149 S.; Göttingen.
- SCHMIDT, J. P. (1991):** Feldmeßsysteme zur Erfassung bodenphysikalischer und meteorologischer Parameter. - In: Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **B 24**: 173 - 184; Göttingen.
- SCHMIDT, J. P., BLENDINGER, C. u. LANGE, H. (1995):** silVlow - eine Modelldokumentation. - In: Dokumentation von Wasserhaushaltsmodellen. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **B 42**: 71 - 83; Göttingen.
- SCHNEIDER, J. u. LAUTERBACH, G. (1997):** Abschlußbericht zum DFG-Projekt „Stoffdispersion Osterzgebirge“, Teilprojekt DFG Schn 16/17, Stoffhaushalt Böden: 264 S.; Inst. f. Geol. u. Dynamik d. Lithosphäre d. Univ. Göttingen [unveröff.].
- SCHNEIDER, J., LAUTERBACH, G. u. SCHUBERT, M. (1994):** Fortsetzungsantrag und Tätigkeitsberichte zum DFG-Projekt „Stoffdispersion Osterzgebirge“, Teilprojekt DFG Schn 16/17-1 „Böden und Seesedimente“, November 1991 bis Dezember 1993: 101 S.; Göttingen [unveröff.].
- SCHNEIDER, J., JUST, G., MATSCHULLAT, J. u. SCHÄFER, M. (1991):** DFG-Antrag: Stoffdispersion Osterzgebirge. - Inst. f. Geol. u. Dynamik d. Lithosphäre d. Univ. Göttingen; 42 S. [unveröff.].
- SCHÖNBORN, W. (1992):** Fließgewässerbiologie. – Jena (Fischer).

- SCHROEDER, D. (1983):** Bodenkunde in Stichworten. - 4. Aufl.: 160 S.; Würzburg.
- SCHRÖDTER, H. (1985):** Verdunstung. - Berlin , Heidelberg.
- SCHUBERT, M. (1983):** Geochemische und limnogeologische Untersuchungen an den Oberflächen-sedimenten der Talsperre Malter (Osterzgebirge). - Diplomarbeit am Geochem. Inst. d. Univ. Göttingen; 118 S. [unveröff.].
- SCHULTZ, R. (1987):** Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Wald-ökosysteme Norddeutschlands. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Universität Göttingen, **A 32**: 217 S.; Kassel.
- SCHULTZ, R., LAMERSDORF, N., HEINRICHS, H., MAYER, R. u. ULRICH, B. (1988):** Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrages einiger Spurenstoffe in Waldökosystemen. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Universität Göttingen, **B 7**: 129 S.; Göttingen.
- SCHULTZ, R., LAMERSDORF, N., HEINRICHS, H., MAYER, R. u. ULRICH, B. (1987):** Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrages einiger Spurenstoffe in Waldökosystemen. - DFG-Abschlußbericht Nr. UL 35/46-1; Göttingen.
- SIEGEL, J. (1927):** Die Veränderungen des Waldbildes im östlichen Erzgebirge im Wandel der geschichtlichen Jahrhunderte. - Thar. Forstl. Jb., **78**; 1927.
- SOMMER, B. (1984):** Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in einer Löß-Parabraunerde nach langjähriger Düngung mit Klärschlämmen. - Diss. Agrarw. Fak. Univ. Hohenheim.
- STAATLICHER FORSTWIRTSCHAFTSBETRIEB THARANDT [Hrsg.] (1966):** Grundlagensammlung der Oberförsterei Bärenfels. - 45 S.; Dippoldiswalde. [unveröff.].
- STAATLICHER FORSTWIRTSCHAFTSBETRIEB THARANDT [Hrsg.]:** Exkursionsführer in das Bärenfelser Waldgebiet. - 51 S.; [unveröff.].
- STEBICH, M. (1995):** Beiträge zur Vegetationsgeschichte des Georgenfelder Hochmoores. – Diplomarbeit an d. Fakultät f. Biowiss., Pharmazie u. Psychologie d. Univ. Leipzig; 59 S. [unveröff.].
- STEINER, I. (1994):** Gelöste Kationen und Anionen in geogen und anthropogen belasteten Trinkwässern des Landkreises Dippoldiswalde (Osterzgebirge). - Diplomarbeit am Geochem. Inst. d. Univ. Göttingen, 79+21 S. [unveröff.].
- STEUCEK, C. G. u. KOONTZ, H. V.:** Phloem mobility of magnesium. – Plant Physiol. **46**: 50-52.
- STEWART, J. B. (1983):** A discussion of the relationships between the principal forms of the combination equation for estimating crop evaporation. - Agricultural Meteorol. **30**: 111-127.
- STRASBURGER, E., NOLL, F., SCHENCK, H., SCHIMPER, A. F. W., DENFFER v. D., ZIEGLER, H., EHRENDORFER, F. u. BRESINSKY, A. (1983):** Lehrbuch der Botanik. - 1161 S.; Stuttgart, New York.
- STREIT, B. (1994):** Lexikon der Ökotoxikologie. - 891 S.; Verlag Chemie, Weinheim.
- SUDBRACK, R. (1994a):** Untersuchungen zur Benthos-Makrofauna von anthropogen belasteten Staugewässern im Osterzgebirge. - Diplomarbeit am II. Zoologischen Inst., Abt. Ökologie d. Univ. Göttingen: 104+9 S.; [unveröff.].

- SUDBRACK, R. (1994b):** Untersuchungen zur Benthos-Makrofauna an zwei anthropogen belasteten Staugewässern im Osterzgebirge. - Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1993 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie: 87-92.
- TAN, K. H. u. BINGER, A. (1986):** Effect of humic acid on aluminium toxicity in corn plants. - Soil Sci., **141**: 20-25.
- TISCHENDORF, G. (1989):** Silicic magmatism metallogenesis of the Erzgebirge. - Zentralinstitut f. Physik d. Erde d. Akademie d. Wissenschaften d. DDR, **107**: 316 S.; Potsdam.
- TISCHENDORF (1961):** Zinnlagerstätten im Osterzgebirge. - Z. f. angewandte Geologie, **10** (5): 231-233.
- TYLER, G. (1992):** Critical Concentrations of Heavy Metals in the Mor Horizon of Swedish Forests. - SNV-Report 4078; Solna.
- TYLER, G. (1981):** Heavy Metals in Soil Biology and Biochemistry. - In: PAUL, E. A. and LADD, J. N. [Hrsg.]: Soil Biochemistry, **5**; New York.
- ULRICH, B. (1994):** Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems. - In: Effects of Acid Rain on Forest Processes, Wiley-Liss, Inc.: 49 S..
- ULRICH, B. (1991 a):** Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. - In: Beiträge zur Methodik der Waldökosystemforschung. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **B 24**: 204 - 210; Göttingen.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1991 b):** Bodenprofile und deren chemische Charakteristik aus dem Wachstumsgebiet Niedersächsischer Harz. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **C 4**: 478 S.; Göttingen.
- ULRICH, B. (1991 c):** An ecosystem approach to soil acidification.. - In: ULRICH, B. and SUMNER M. E. [Hrsg.]: Soil acidity: 28-79; Berlin, Heidelberg, New York.
- ULRICH, B. (1987/88):** Stoffhaushalt von Waldökosystemen - Bioelementhaushalt. - Vorlesungsskript am Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährung d. Univ. Göttingen, 4. Aufl.: 298 S.; Göttingen.
- ULRICH, B. (1985):** Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., **43**: 159-187.
- ULRICH, B. (1983 a):** Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. - In: ULRICH, B. and PANKRATH, J. [Hrsg.]: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems: 33 - 45.
- ULRICH, B. (1983 b):** Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des "sauren Regen". - Allgem. Forstz. **38** (26/27): 670 - 677; München.
- ULRICH, B. (1981 a):** Production and consumption of hydrogen ions in the ecosphere. - Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.: 289-305; Weinheim.
- ULRICH, B. (1981 b):** Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. - In: HUTCHINSON and HAVAS, M. [Hrsg.]: Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Plenum Press, **144**: 255-282; New York.

- ULRICH, B. u. MATZNER E. (1983):** Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Forschungsbericht Umweltforschungsplan des BMI, Nr. 10402615.
- ULRICH, B. u. MAYER, R. (1973):** Systemanalyse des Bioelementhaushaltes von Waldökosystemen. *Ecol. Studies* **2**: 165-174.
- ULRICH, B. u. MEYER, H. (1987):** Chemischer Zustand der Waldböden Deutschlands zwischen 1920 und 1960, Ursachen und Tendenzen seiner Veränderung. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, **B 6**: 133 S.; Göttingen.
- ULRICH, B., MAYER, R. u. PAVLOV, M. (1971):** Investigations on Bioelement Stores and Bioelement Cycling in Beech and Spruce Stands, including Input-Output Analysis. - *Bull. Ecol. Res. Comm.* **14**: 87-113.
- ULRICH, B., MEIWES, K. J., KÖNIG, N. u. KHANNA, P. K. (1984):** Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. - *Forst- u. Holzwirt.* **39** (11): 278-286; Hannover.
- ULRICH, B., MAYER, R. u. KHANNA, P. K. (1979):** Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen des Solling. - *Schriften d. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen u. d. Nieders. Forstl. Versuchsanstalt*; **58**: 291 S.; Frankfurt.
- ULRICH, B., MAYER, R. u. KHANNA, P. K. (1979a):** Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. - *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd.*; **142**: 601-615.
- ULRICH, B., PIROUZPANAH, D. u. MURACH, D. (1984):** Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. - *Forstarchiv*, **55**: 127-134.
- ULRICH, B. u. SUMNER, M. E. [Hrsg.] (1991):** Soil acidity. - Berlin, Heidelberg, New York.
- UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1997):** Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland Ausgabe 1997. - 570 S.; Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1986):** Daten zur Umwelt. - Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT [Hrsg.] (1977):** Luftqualitätskriterien für Cadmium. - *Berichte* **4/77**: 158 S.; Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (1976):** Luftqualitätskriterien für Blei. - *Berichte* **3/76**: 128 S.; Berlin.
- VANSELOW, A. P. (1966):** Nickel. - In: CHAPMAN, H. D. [Hrsg.]: Diagnostic criteria for plants and soils. - Univ. of Calif., Div. of Agric. Sci.: 302-309; Riverside.
- VEB FORSTPROJEKTIERUNG POTSDAM [Hrsg.] (1989):** Ergänzungen zu den Erläuterungen zur Standortskarte des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Tharandt von 1965. - 53 S.; Potsdam [unveröff.].
- VEB GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG FREIBERG (1988):** Suchkartierung Osterzgebirge. Geologische Karte, Maßstab 1:25000. Karte der an der Oberfläche anstehenden Bildungen, Gebiet Frauenstein-Dippoldiswalde/Zinnwald.
- VEB KOMBINAT GEOPHYSIK LEIPZIG (1986):** Geologische Übersichtskarte vom Erzfeld Dippoldiswalde-Altenberg im Maßstab 1 : 25000. - Anlage 2; Leipzig [unveröff.].

- VETTER, H. (1982):** Schwermetalle in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Pflanzen. – Landwirtsch. Forsch.; **39**: 12-27.
- VÖLKER, G. (1992):** Beziehungen und Aussagefähigkeit von Versauerungsindikatoren und Gefügekenngrößen in mineralischen Oberböden depositionsbelasteter Waldökosysteme. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **A 96**: 259 S.; Göttingen.
- VÖLKER, G. u. FRIEDRICH, J. (1991):** Humus- und C-Gehalt. - Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **B 24**: 91-100; Göttingen.
- WAGENFÜHR, R. (1989):** Anatomie des Holzes. - Fachbuchverlag Leipzig.
- WALLACE, A. E., FROLICH, E. u. LUNT, O. R. (1966):** Calcium requirements of higher plants. - Nature, **209**: 634.
- WASSERWIRTSCHAFTSDIREKTION OBERE ELBE-MULDE (1973):** Wasserhaushaltsuntersuchungen an ausgewählten Standorten und in Repräsentativgebieten zur Entwicklung von Flußgebietsmodellen. Niederschlags-Abfluß-Beziehungen in den Repräsentativgebieten Rauschenfluß und Pöbelbach. - 77 S. u. ca. 100 Anlagen; Dresden.
- WEIGEL, H. J. u. JÄGER, H. J. (1980):** Subcellular distribution and chemical form of cadmium in bean plants. - Plant Physiol: **65**: 480-482.
- WEISCHET, W. (1983):** Einführung in die Allgemeine Klimatologie. Physikalische und meteorologische Grundlagen. - 3. überarb. u. erw. Aufl., 260 S.; Stuttgart.
- WETZEL, H.-U. (1984):** Spätvariszische Bruchtektonik und subsequeute Gangmagmatite als Ausdruck der Krustenentwicklung im Osterzgebirge (Altenberger Scholle). - Diss., ZIPE; Potsdam.
- WILD, A. (1995):** Umweltorientierte Bodenkunde. - 328 S.; Heidelberg, Berlin, Oxford.
- WILKE, B. M. (1986):** Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität. - In: Professoren des Instituts für Geowissenschaften der Universität Bayreuth, Schriftleiter Prof. Dr. R. Monheim [Hrsg.]: Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten, **8**; Bayreuth.
- WIEDEMANN, E. (1927):** Untersuchungen über das Tannensterben. - Forstwiss. Centralbl., **49**: S. 815-827.
- WIEDEY, G. u. RABEN, G. (1989):** Datendokumentation zur Waldschadensforschung im Hils. – Ber. D. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, **B12**: 305 S.; Göttingen.
- WIENHAUS, O., BÖRTITZ, S. u. REUTER, F. (1992):** Fluorimmissionen in Sachsen – Rückblick und derzeitige Situation. – Staub-Reinhaltung d. Luft, **52**: S. 461-465.
- WILHELM, W. (1925):** Beiträge zur Morphologie des Nordabhanges des östlichen Erzgebirges. - Mitt. d. Vereins f. Erdkunde Dresden, **3** (3/4); Dresden.
- WISCHOW, D. (1995):** Haupt- und Spurenelemente in Jahrringen von Eichen (*Quercus robur* L.) - Möglichkeit einer Immissions-Chronologie? - Diplomarbeit am Inst. f. Geol. u. Dynamik d. Lithosphäre d. Univ. Göttingen: 92 S.; Göttingen [unveröff.].
- WOOLHOUSE, H. W. (1983):** Toxicity and tolerance in response of plants to metals. - In: Encycl. of Plant Physiology“, **12 C**: 246-300; New York.

- WYTTENBACH, A., BAJO, S., TOBLER, L. u. KELLER, Th. (1985):** Major and trace element concentrations in needles of *Picea abies*: levels, distribution functions, correlations and environmental influences. - *Plant and Soil*, **85**: 313-325.
- ZEIEN, H. u. BRÜMMER, G. W. (1989):** Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. - *Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, **59**: 505-510.
- ZEZSCHWITZ, v. E. (1980):** Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder. - *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, **143**: 692-700.
- ZIMDAHL, R. L. u. KOEPPE, D. E. (1977):** Uptake by plants. - In: BOGESS [Hrsg.]: *Lead in the Environment*. National Science Foundation, 99-104; Washington.
- ZÖTTL, H. W. u. HÜTTL, R. (1985):** Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. - *Allg. Forstzeitschr.*, **9-10**: 197-199.

ANHANG

8.1 Tabellen

Rhyolith ¹⁾ Quelle Paragneis ²⁾ Quelle					Rhyolith ¹⁾ Quelle Paragneis ²⁾ Quelle				
µg/g	λ CWs		PR3 P		µg/g	λ CWs		PR3 P	
Si	340267	e)	317400	b)	La	9,7	e)		
Na	17806	e)	21800	b)	Li	45	c)	70	a)
K	41095	e)	30600	b)	Mo	<3	c)		
Mg	4462	e)	10900	b)	Nb	19	c)		
Ca	2644	e)	12300	b)	Nd	7,6	e)		
Al	75690	e)	79400	b)	Ni	5	c)	20	c)
Fe	11581	e)	35800	b)	Pb	22	c)	21	a)
Mn	232	e)	480	a)	Rb	290	c)	115	c)
Ti	1319	e)	4500	a)	Sc	4	d)		
P	349	e)	700	b)	Sn	7,5	c)	4	a)
B	13	c)	11	a)	Sr	150	c)	170	
Ba	440	c)	720	a)	Th	12	c)	9,5	c)
Be	4	c)	3	a)	U	4,5	c)	5	c)
Ce	26,7	e)			V	10	c)	72	a)
Co	2	c)	12	a)	W			2	a)
Cr	20	c)	48	c)	Yb	1,36	e)		
Cs	12	d)	13	c)	Zn	50	e)	80	a)
Cu	4	c)	28	a)	Zr	55	c)	205	c)
Ga	9,5	c)			F	950	c)	600	a)

1) Schönfelder Rhyolith (Quarzporphyr) der oberkarbonischen Schönfelder-Altenberger Senke
2) Zweiglimmer-Paragneis der Preßnitzer Serie (PR3 P), jungproterozoische Basis der Altenberger Scholle
a) PÄLCHEN et al. (1982; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie in Freiberg)
b) PÄLCHEN et al. (1987)
c) PÄLCHEN et al. (1989a; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie in Freiberg)
d) PÄLCHEN et al. (1989b; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie in Freiberg)
e) TISCHENDORF (1989)

Tab. 8-1: Mittlere lithogene Hintergrundwerte der Gesteine des Untersuchungsgebiets in µg/g

Nadel-/Blattverlust in %	Anteile vergilbter Nadeln/Blätter in %			
	0 bis 10	11 bis 25	26 bis 60	61 bis 100
0 bis 10	0	0	1	2
11 bis 25	1	1	2	2
26 bis 60	2	2	3	3
61 bis 99	3	3	3	3
100	4	-	-	-
	Schadstufe 0	=	ohne Schadmerkmale	
	Schadstufe 1	=	schwach geschädigt	
	Schadstufe 2	=	mittelstark geschädigt	
	Schadstufe 3	=	stark geschädigt	
	Schadstufe 4	=	abgestorben	

Tab. 8-2: Herleitung der kombinierten Schadstufen (Ziffern im Fettdruck und grau unterlegt) aus Nadel-/Blattverlust und Vergilbung (SÄCHSICHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG UND FORSTEN 1994)

	1	2	3	4	5	6	7	8
Temperatur				14h, Tm				
Rel. Luftfeuchte				14h, Tm				
Globalstrahlung							Ts	
Freilandniederschlag	Ws	Ws	Ws		Ts			
Bestandesniederschlag	Ws	Ws	Ws		Ts			
Schneehöhe	1/W	1/W	1/W		1/T	1/T		
Schneewasseräquivalent	1/W	1/W	1/W			3/W		
Streusammlung	Ms	Ms	Ms					
Biomasseninventur und -zuwachs	Js	Js	Js					
Humusinventur	x	x	x					
Mineralbodeninventur	x	x	x					
Bodenprofilansprache	x	x	x					
Durchwurzelungstiefe	x	x	x					
Wurzelverteilung	x	x	x					
Sickerwassergewinnung in 3 Tiefen	kont	kont	kont					
Matrixpotentiale	1/W	1/W	1/W					
Bachwasserbeprobung				1/M				
Gebietsabfluß								kont

1	Untersuchungsfläche auf dem südwestexponierten Oberhang (PöOh; 760 m über NN)		
2	Untersuchungsfläche auf dem Plateau (PöP; 738 m über NN)		
3	Untersuchungsfläche auf dem nordostexponierten Unterhang (PöUh; 690 m über NN)		
4	Im Untersuchungsgebiet eingerichtete Wetterhütte (787 m über NN)		
5	DWD-Niederschlagsstation „Schellerhau“ am Nordostrand des Untersuchungsgebietes (780 m über NN)		
6	DWD-Niederschlagsstation „Kipsdorf“, 4 km nördlich des Untersuchungsgebietes (550 m über NN)		
7	DWD-Wetterstation „Zinnwald-Georgenfeld“, 6 km südöstlich (877 m über NN)		
8	Schreibpegel „Bärenfels“ des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (525 m über NN)		

x	=	Maßnahme durchgeführt	Ts	=	Tagessumme	kont	=	kontinuierliche Maßnahme
14h	=	14h-Meßwert	Ws	=	Wochensumme	1/T	=	1 Wert pro Tag
Tm	=	Tagesmittelwert	Ms	=	Monatssumme	1/W	=	1 Wert pro Woche
			Js	=	Jahressumme	3/W	=	3 Werte pro Woche
						1/M	=	1 Probe pro Monat

Tab.8-3: Feldmaßnahmen und Meßstationen innerhalb und in der Umgebung des Untersuchungsgebietes

Niederschlag	Sickerwasser	Bachwasser	Streu	Zuwachs
15Dez92-15Jan93	15Dez92-19Jan93	19Jan93		Okt92
16Jan93-21Feb93	20Jan93-16Feb93	16Feb93		
22Feb93-21Mär93	17Feb93-16Mär93	16Mär93		
22Mär93-23Apr93	17Mär93-14Apr93	14Apr93		
24Apr93-14Mai93	15Apr93-19Mai93	19Mai93		15Apr93-
15Mai93-20Jun93	20Mai93-15Jun93	15Jun93	20Mai93-15Jun93	
21Jun93-22Jul93	16Jun93-13Jul93	13Jul93	16Jun93-13Jul93	
23Jul93-21Aug93	14Jul93-		14Jul93-	
22Aug93-14Sep93	-14Sep93	14Sep93	-14Sep93	
15Sep93-23Okt93	15Sep93-19Okt93	19Okt93	15Sep93-19Okt93	-15Okt93
24Okt93-21Nov93	20Okt93-14Nov93	14Nov93	20Okt93-06Dez93	
22Nov93-19Dez93	15Nov93-13Dez93	13Dez93	07Dez93-13Dez93	
			14Dez93-15Jan94	
			16Jan94-12Mär94	
			13Mär94-04Apr94	
			05Apr94-16Mai94	

Tab. 8-4: Termine der Beprobungsintervalle und -tage für die untersuchten Transportmedien. Die grau unterlegten Bereiche markieren das Winterhalbjahr, die weißen Bereiche das Sommerhalbjahr.

	Gerät	NG	Einheit		Gerät	NG	Einheit
Na	FAAS	0,005	µg/g	Fe	OES	0,064	µg/g
Na	OES	0,015	µg/g	Mn	FAAS	0,02	µg/g
K	FAAS	0,01	µg/g	Mn	OES	0,0055	µg/g
K	OES	0,14	µg/g	NH₄	PM	0,2	µg/g
Mg	FAAS	0,005	µg/g	P	OES	0,63	µg/g
Mg	OES	0,05	µg/g	Cl	IC	0,1	µg/g
Ca	FAAS	0,01	µg/g	Br	IC	0,5	µg/g
Ca	OES	0,033	µg/g	NO₂	IC	n.b.	µg/g
Al	FAAS	0,2	µg/g	NO₃	IC	0,5	µg/g
Al	OES	0,091	µg/g	PO₄	IC	0,5	µg/g
Fe	FAAS	0,04	µg/g	SO₄	IC	0,5	µg/g

Tab. 8-5: Nachweisgrenzen des Flammen-AAS (FAAS), ICP-OES, Ionenchromatographen (IC) und des Photometers (PM)

µg / g	GD 116 ¹⁾		TW 125 ¹⁾		GD 60 ²⁾		TW 59 ²⁾	
	Soll	Ist	Soll	Ist	Soll	Ist	Soll	Ist
Na	24700	25076	7940	7938	29750	29676	6603	6084
K	16600	17351	33500	32295	18596	19012	30302	31465
Mg	10100	8201	22500	20984	15015	14231	23457	22251
Ca	16700	14866	27800	27802	13008	12364	25372	25300
Al	74400	72514	85900	88393	78336	81512	81512	87334
Fe	30700	28745	49100	47419	37348	35599	45041	45111
Mn	515	496	1610	1472	581	558	550	550
P	471	480	445	480	655	567	393	279

Tab. 8-6: Gegenüberstellung von Soll-Werten und gemittelten Ist-Werten hausinterner Referenzproben, gemessen am ICP-OES

¹⁾ Institut für Geologie und Dynamik der Lithosphäre der Universität Göttingen

²⁾ Geochemisches Institut der Universität Göttingen

Tiefen- stufe [cm]	Horizont	Art	TonA	OrgA	SKA	FBA	GPV [Vol.-%]	TRD	Spez. D. [g / cm ³]	Durch- wurzelung [FW / dm ²]
			[Gew.-%]							
0- 05	Ae	sU	0-8		92	8				11-20
05- 10	"	"	0-8		92	8				11-20
10- 20	"	"	0-8		92	8				11-20
20- 30	Ae/Bhs	"	0-8		95	5				11-20
30- 40	Bhs	s'U	0-8		97	3				11-20
40- 50	"	"	0-8		97	3				11-20
50- 60	Bs	"	0-8		93	7				11-20
60- 70	"	"	0-8		93	7				11-20
70- 80	"	"	0-8		88	12				11-20
80- 90	"	"	0-8		83	17				11-20
90-100	Bsv	"	0-8		83	17				3-5
100-110	"	"	0-8							3-5
110- >165	Bv	"	0-8							< 1

Tab. 8-7: Bodenmorphologische und -physikalische Parameter am Standort PöOh 1992

Tiefen- stufe [cm]	Horizont	Art	TonA	OrgA	SKA	FBA	GPV [Vol.-%]	TRD	Spez. D. [g / cm ³]	Durch- wurzelung [FW / dm ²]
			[Gew.-%]							
0- 05	Aeh	l'U	8-12	9	61	39	59	1,13	2,52	11-20
05- 10	"	"	8-12		69	31				11-20
10- 20	Bhsv/Bsv	"	8-12	8	72	28	64	1,40	2,54	21-50
20- 30	Bsv	"	8-12	6	71	29	60		2,57	21-50
30- 40	Bv	slU	8-17		76	24		1,25		6-10
40- 50	"	"	8-17		76	24		1,28		6-10
50- 60	BvCv	sU	< 8		84	16		1,33		1- 2
60- 70	"	"	< 8		80	20		1,21		1- 2
70- 80	"	"	< 8		79	21				< 1
80- 90	"	"	< 8		83	17		1,52		< 1
90-100	> 160	> 160	> 160		93	7		1,49		< 1

Tab. 8-8: Bodenmorphologische und -physikalische Parameter am Standort PöP 1992

Tiefen- stufe [cm]	Horizont	Art	[Gew.-%]				GPV [Vol.-%]	[g / cm ³]		Durch- wurzelung [FW / dm ²]
			TonA	OrgA	SKA	FBA		TRD	Spez. D.	
0- 05	Aeh	IU	12-17	11	49	51	60	0,91	2,51	11-20
05- 10	Bsv	I'U	8-12		45	55		1,23		21-50
10- 20	"	"	8-12		51	49				21-50
20- 30	Bv	sU	0- 8	8	55	45	58	1,16	2,54	6-10
30- 40	"	"	0- 8		54	46		1,48		6-10
40- 50	BvCv	s*U	0- 8	5	52	48	43	1,69	2,57	1- 2
50- 60	"	"	0- 8		52	48		1,73		1- 2
60- 70	"	"	0- 8		64	36				1- 2
70-100	lCv	lS	8-12							1- 2
> 100	Cv	"								< 1

Tab. 8-9: Bodenmorphologische und -physikalische Parameter am Standort PöUh 1992

Tiefenstufe cm	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H	AK _e
	μmol IÄ / g TrS								
0 - 25	1,9	1,7	1,1	4,3	0,4	7,8	119	12	148
25 - 50	3,2	1,7	1,1	5,7	2,7	4,2	169	0	188
50 - 75	2,0	1,3	0,5	2,2	0,5	1,9	81	0	90
75 - 100	2,3	0,9	0,5	1,4	0	0,5	54	0	59
120 - 130		3,2	0,6	2,5			38	0	44
160 - 170		0,9	0,4	1,4			37	0	40
200 - 210		0,9	0,9	2,2			33	0	37

Tab.8-10: Austauscherkomplex des Mineralbodens am Standort Pöbelbach-Oberhang 1992

Tiefe cm	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H	Σ-M _b	Σ-M _a
	%									
0 - 25	1,3	1,2	0,8	2,9	0,3	5,3	80	8	6	94
25 - 50	1,7	0,9	0,6	3,0	1,5	2,2	90	0	6	94
50 - 75	2,3	1,5	0,6	2,4	0,6	2,1	91	0	7	93
75 - 100	3,8	1,5	0,9	2,3	0	0,8	91	0	8	92
120 - 130		7,2	1,4	5,6			86	0	14	86
160 - 170		2,3	1,1	3,4			93	0	7	93
200 - 210		2,3	2,4	6,0			89	0	11	89

Tab.8-11: Äquivalentanteile der austauschbaren Kationen an der Ak_e am Standort Pöbelbach-Oberhang

Tiefenstufe cm	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H	AK _e
	μmol IÄ / g TrS								
0 - 05	2,9	1,0	5,3	83	0	13,9	103	9,8	218
05 - 10	2,6	0,9	3,2	35	0,8	15,0	111	8,7	178
10 - 20	2,3	0,8	2,3	24	2,7	2,0	143	2,4	180
20 - 30	2,4	0,7	1,3	9	2,1	0,6	115	0,8	132
40 - 50	2,4	0,6	0,9	6	1,5	0,9	91	0	103
70 - 80	2,2	0,5	0,5	3	0,2	0	56	0	63
90 - 100	2,4	0,7	0,4	3	0,2	0	39	0	45
100 - 110		2,0	1,8	3			33	0	39
140 - 150		1,2	1,5	2			48	0	53
180 - 190		1,8	4,5	6			48	4,2	65

Tab.8-12: Austauscherkomplex des Mineralbodens am Standort Pöbelbach-Plateau 1992

Tiefe cm	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H	Σ-M _b	Σ-M _a
	%									
0 - 05	1,3	0,4	2,4	38	0	6,4	47	4,5	42	58
05 - 10	1,5	0,5	1,8	20	0,5	8,4	63	4,9	24	76
10 - 20	1,3	0,4	1,3	14	1,5	1,1	79	1,3	17	83
20 - 30	1,8	0,5	1,0	7	1,6	0,5	87	0,6	10	90
40 - 50	2,3	0,6	0,9	6	1,5	0,9	88	0	9	91
70 - 80	3,5	0,9	0,8	5	0,3	0	89	0	10	90
90 - 100	5,3	1,5	0,8	6	0,4	0	86	0	14	86
100 - 110		5,0	4,5	7			83	0	17	83
140 - 150		2,3	2,8	3			92	0	8	92
180 - 190		2,8	6,8	10			74	6,4	19	81

Tab.8-13: Äquivalentanteile der austauschbaren Kationen an der Ak_e am Standort Pöbelbach-Plateau

Tiefenstufe cm	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H	AK _e
	μmol IÄ / g TrS								
0 - 05	2,9	2,2	2,5	5,7	0,15	27,7	125	24,1	190
05 - 10	1,9	1,6	1,2	2,5	0,28		118	4,1	129
20 - 30	2,4	0,7	0,6	1,4	0	0,43	77	0	83
40 - 50	2,2	0,8	0,4	1,1	0	0	46	0	50
70 - 100	2,1	1,2	0,5	1,1	0,23	0	56	0	61
120 - 130		1,7	1,0	1,8			52	0	56
160 - 170		1,4	0,7	1,3			49	0	52
200 - 210		1,5	6,6	11,1			33	0,7	53
240 - 250		2,3	15,9	18,2			8	1,3	45
280 - 290		1,7	19,1	20,5			7	1,7	50

Tab.8-14: Austauscherkomplex des Mineralbodens am Standort Pöbelbach-Unterhang 1992

Tiefe cm	Na	K	Mg	Ca	Mn	Fe	Al	H	Σ-M _b	Σ-M _a
	%									
0 - 05	1,5	1,2	1,3	3,0	0,1	14,6	66	12,7	7	93
05 - 10	1,5	1,2	1,0	2,0	0,2		91	3,1	6	94
20 - 30	3,0	0,8	0,7	1,6	0	0,5	93	0	6	94
40 - 50	4,4	1,5	0,9	2,1	0	0	91	0	9	91
70 - 100	3,5	2,0	0,8	1,7	0,4	0	92	0	8	92
120 - 130		3,1	1,8	3,2			92	0	8	92
160 - 170		2,7	1,4	2,4			94	0	6	94
200 - 210		2,7	12	21			63	1,2	36	64
240 - 250		5,0	35	40			17	2,8	80	20
280 - 290		3,4	38	41			13	3,5	83	17

Tab.8-15: Äquivalentanteile der austauschbaren Kationen an der Ak_e am Standort Pöbelbach-Unterhang

8.2 Abbildungen

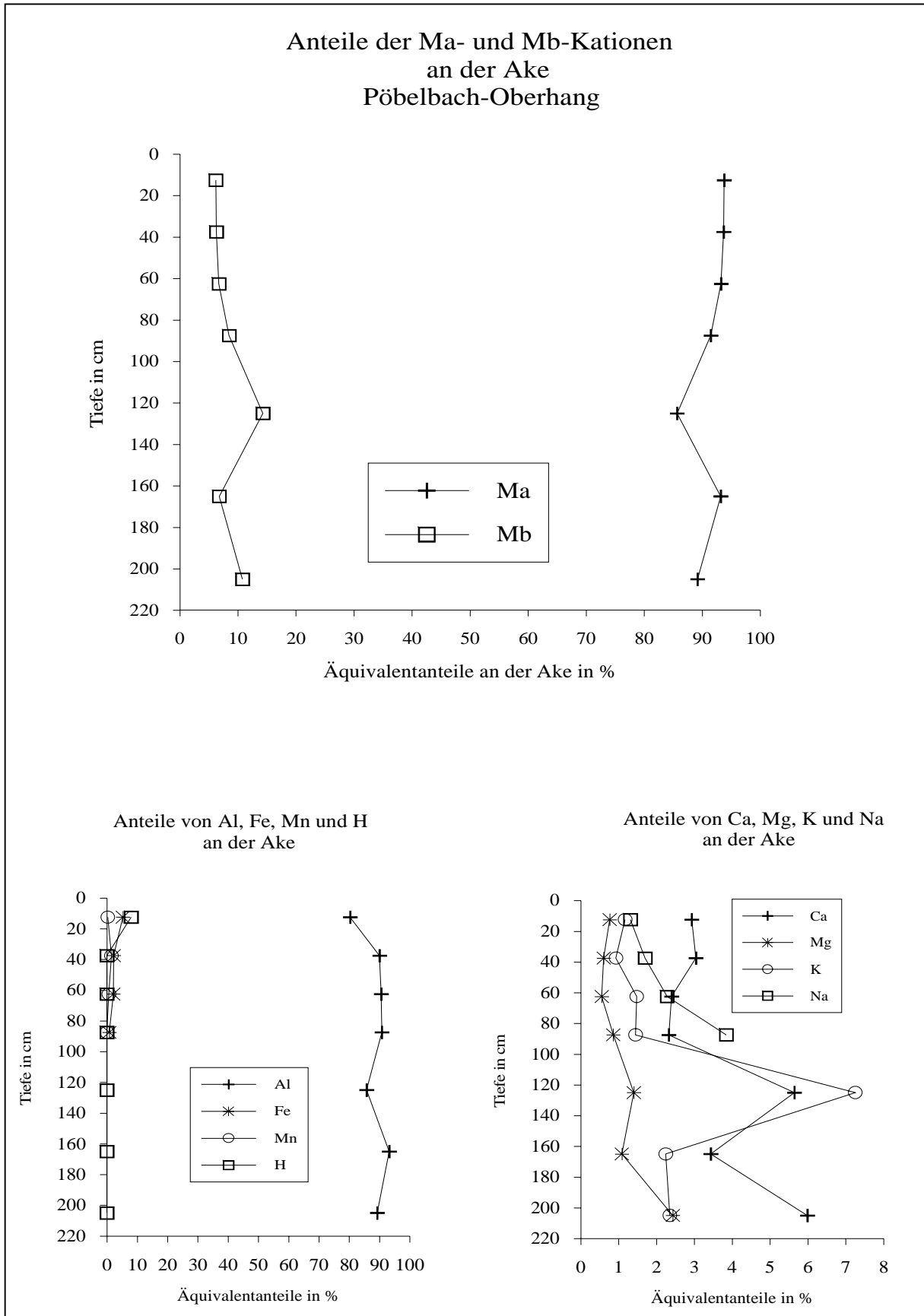


Abb. 8-1: Kationenaustauscherbelegung am Standort Pöbelbach-Oberhang 1992

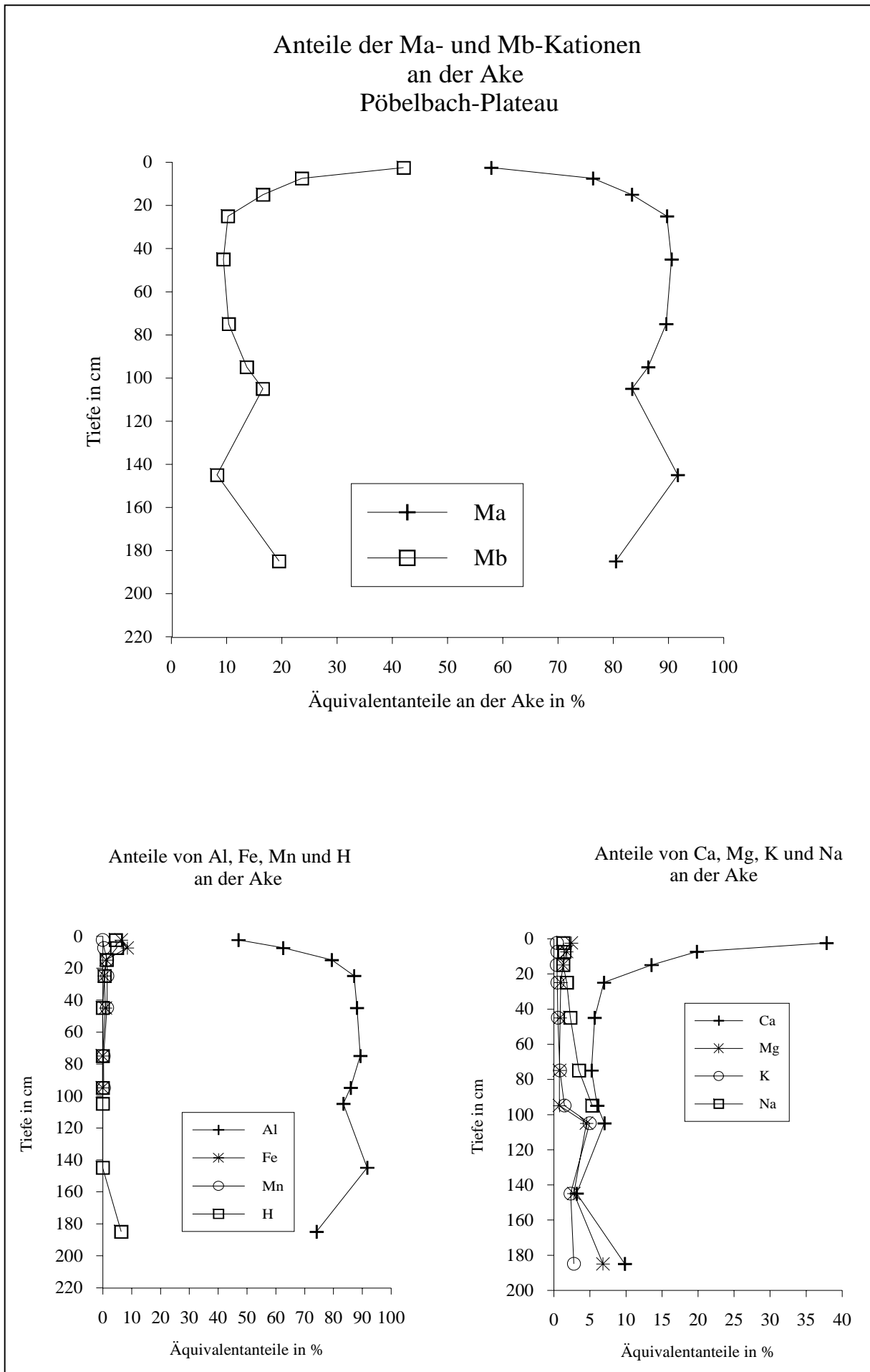


Abb. 8-2: Kationenaustauscherbelegung am Standort Pöbelbach-Plateau 1992

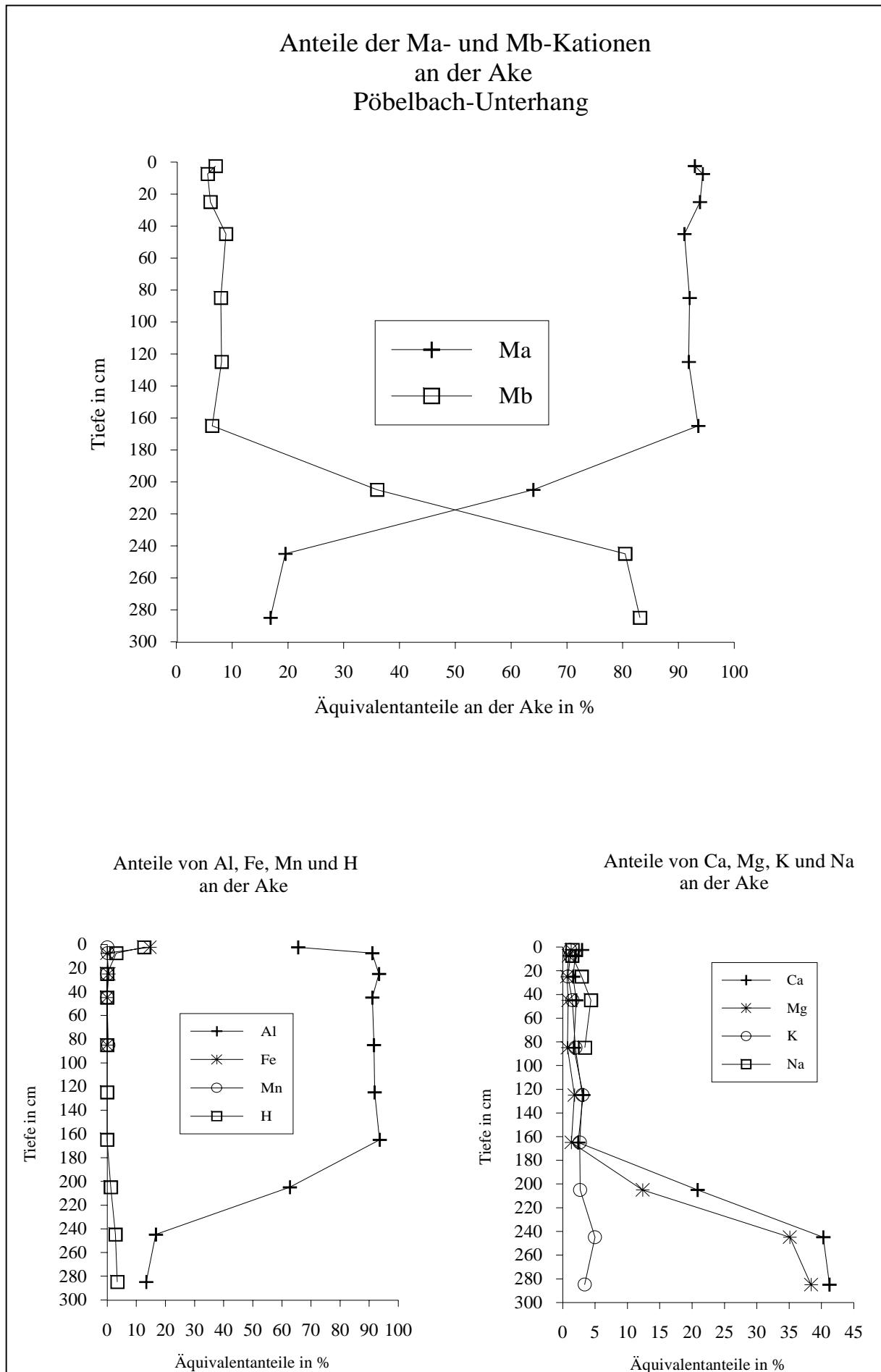


Abb. 8-3: Kationenaustauscherbelegung am Standort Pöbelbach-Unterhang 1992

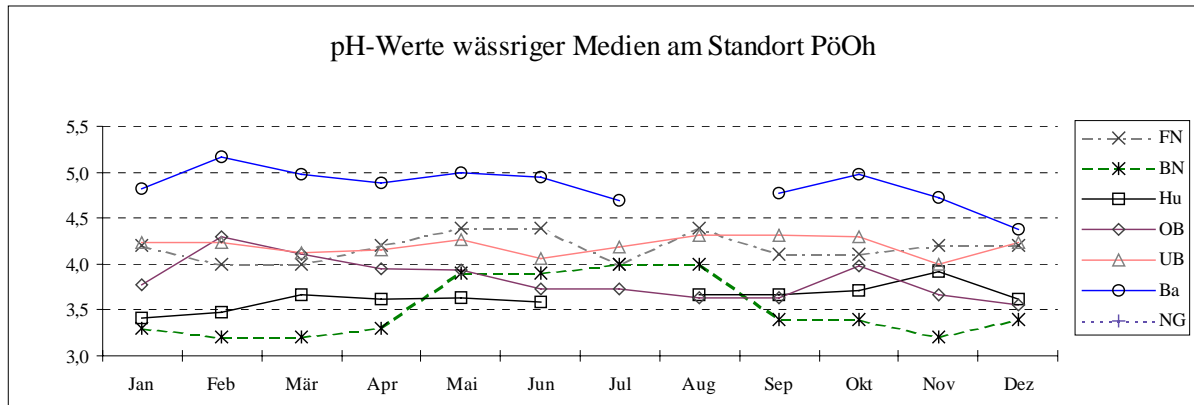


Abb. 8-4: pH-Werte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

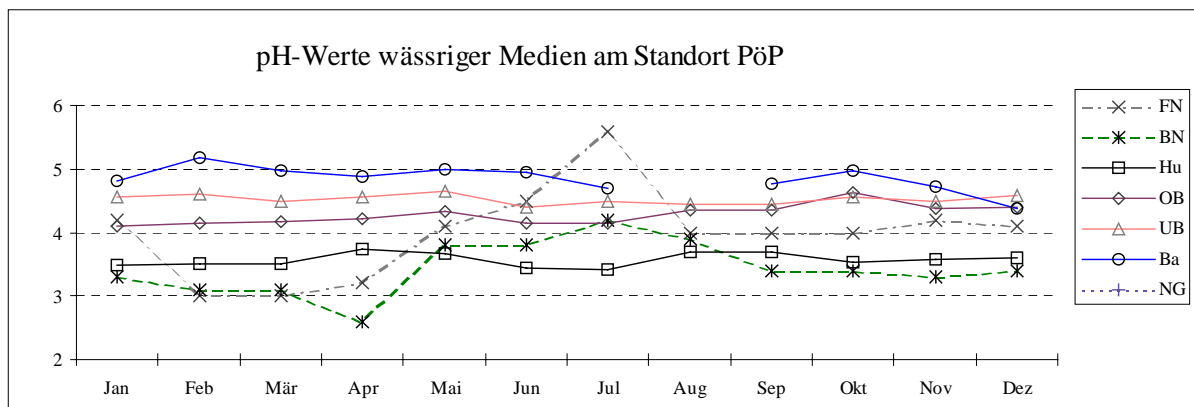


Abb. 8-5: pH-Werte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

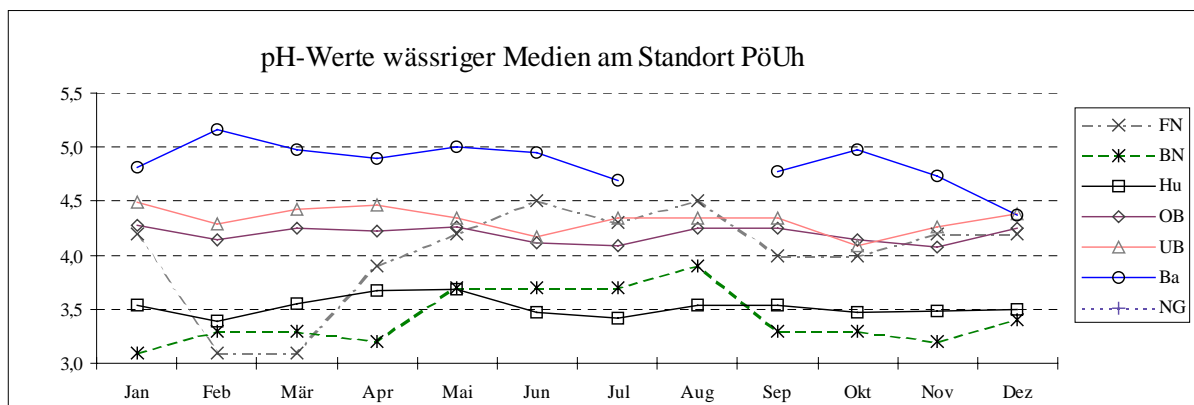


Abb. 8-6: pH-Werte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

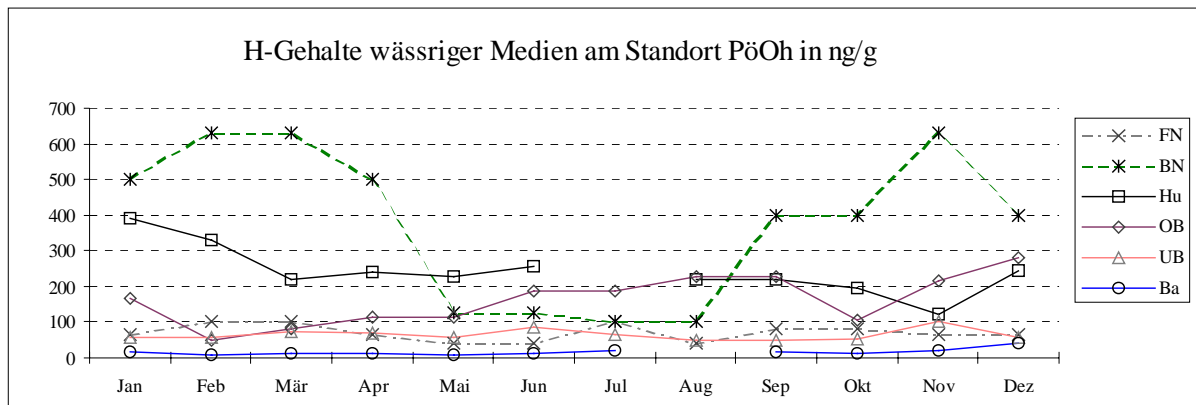


Abb. 8-7: H^+ -Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

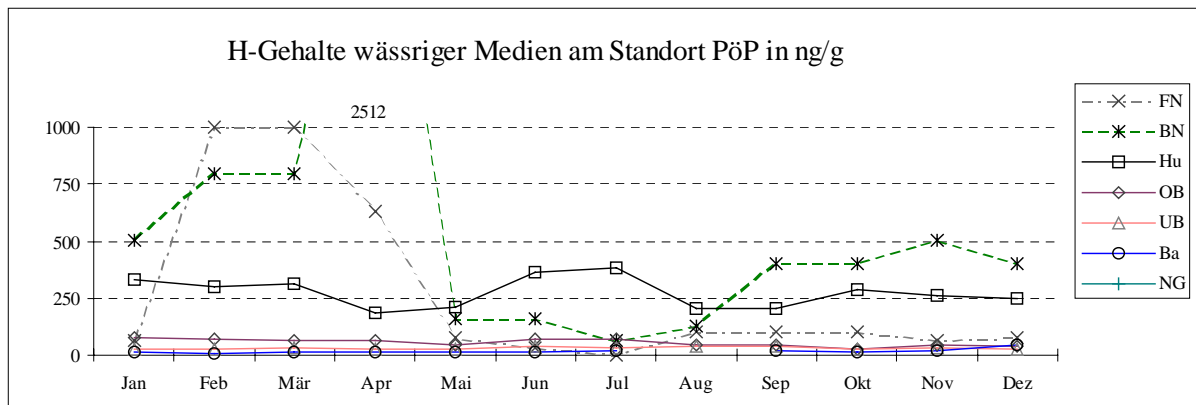


Abb. 8-8: H^+ -Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

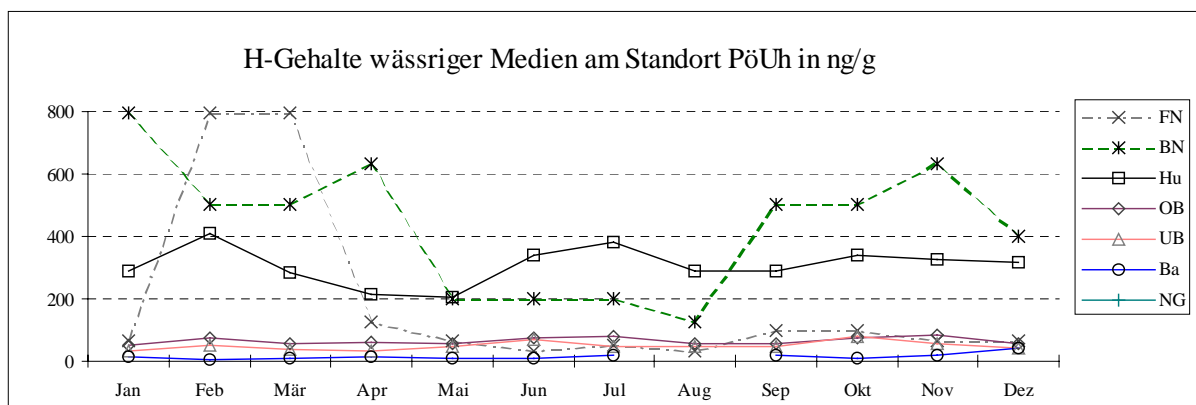


Abb. 8-9: H^+ -Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

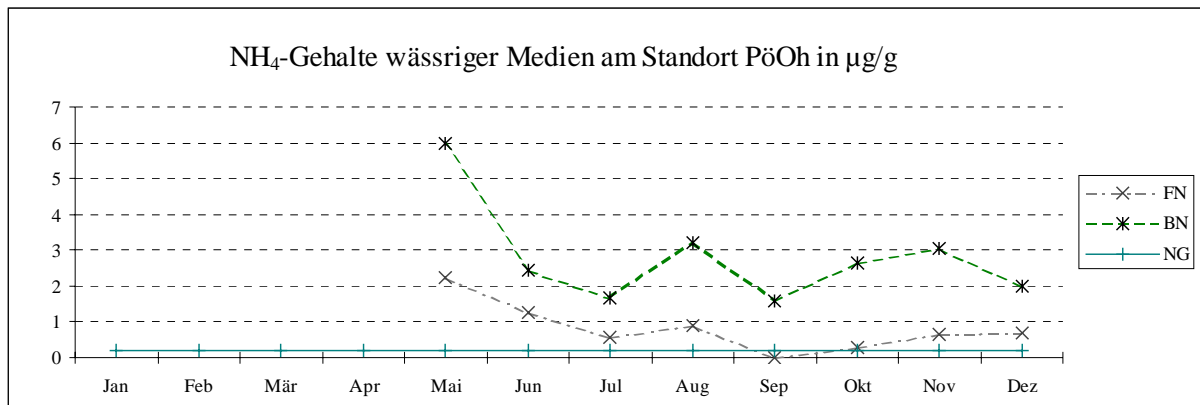


Abb. 8-10: NH_4 -Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (NG = Nachweisgrenze)

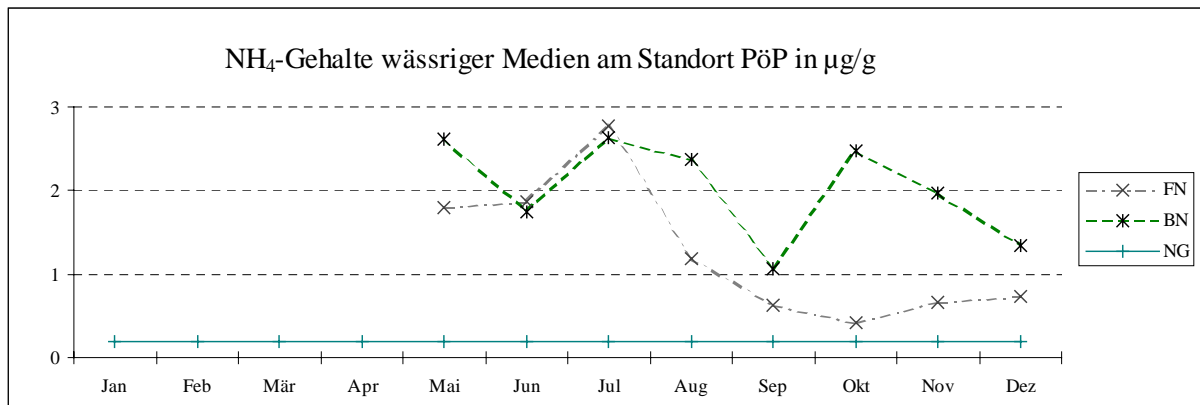


Abb. 8-11: NH_4 -Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (NG = Nachweisgrenze)

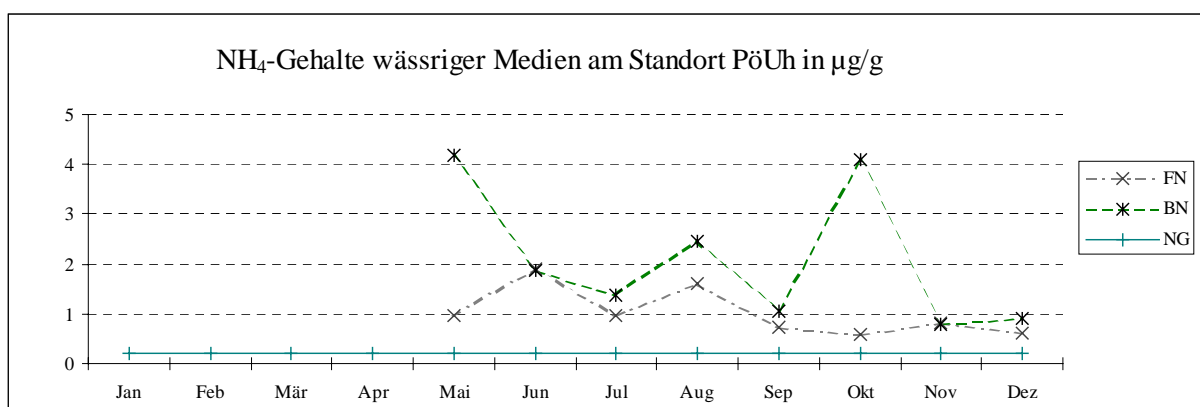


Abb. 8-12: NH_4 -Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (NG = Nachweisgrenze)

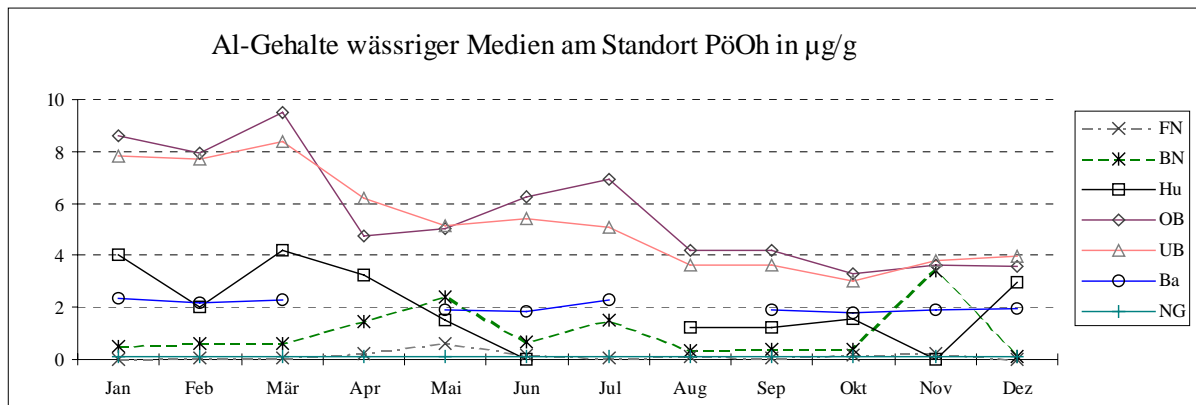


Abb. 8-13: Al-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

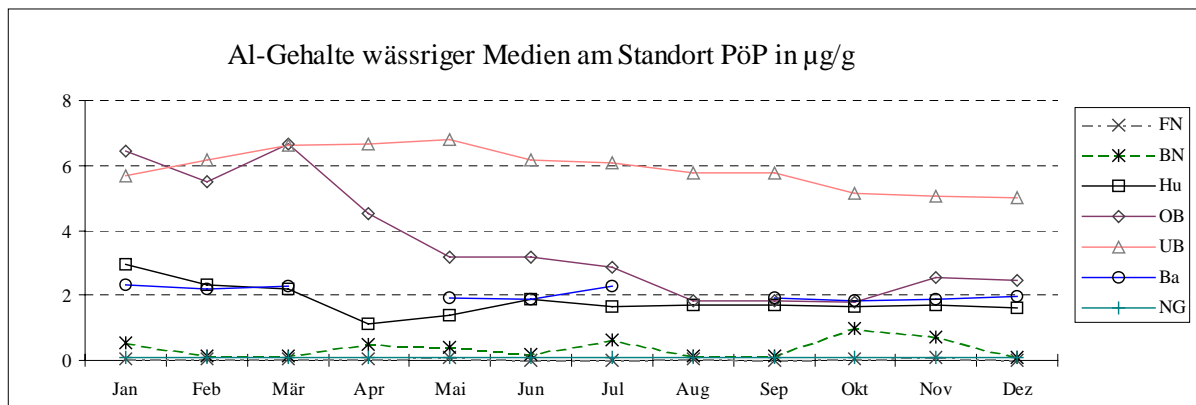


Abb. 8-14: Al-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

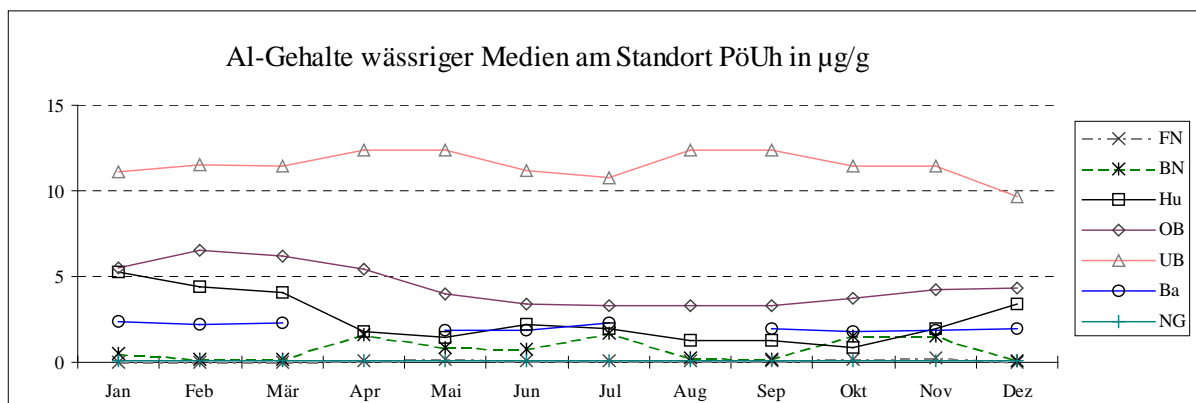


Abb. 8-15: Al-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

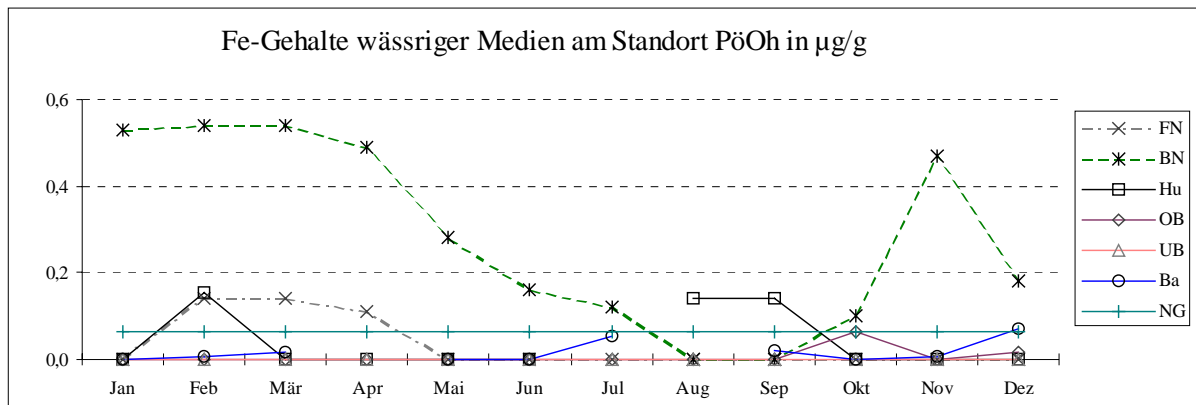


Abb. 8-16: Fe-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

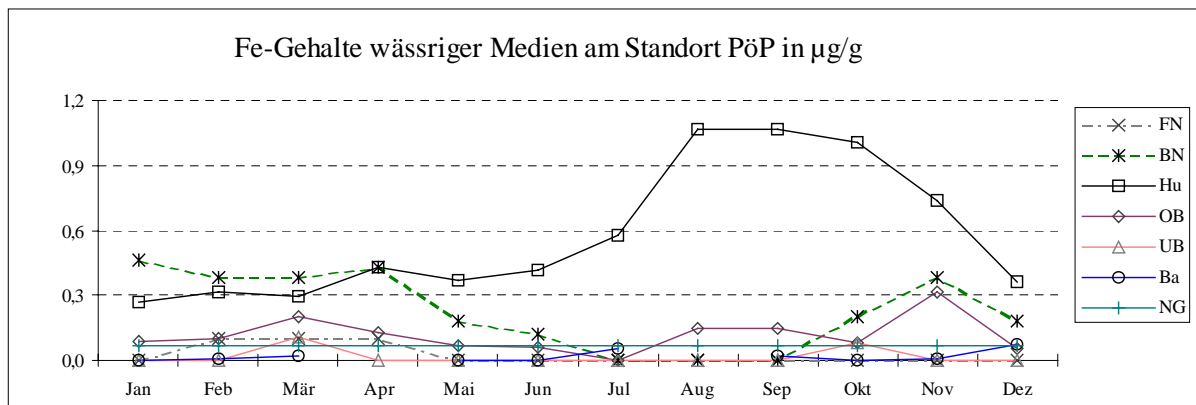


Abb. 8-17: Fe-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

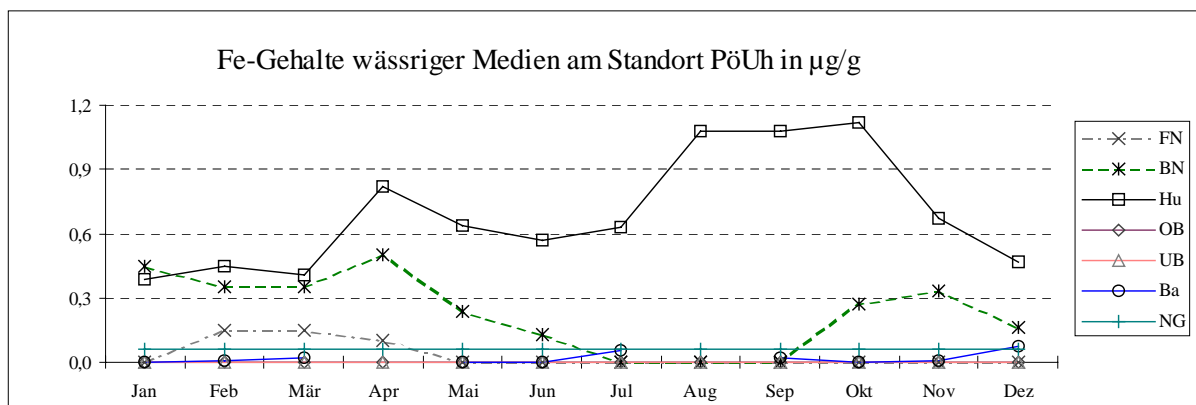


Abb. 8-18: Fe-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

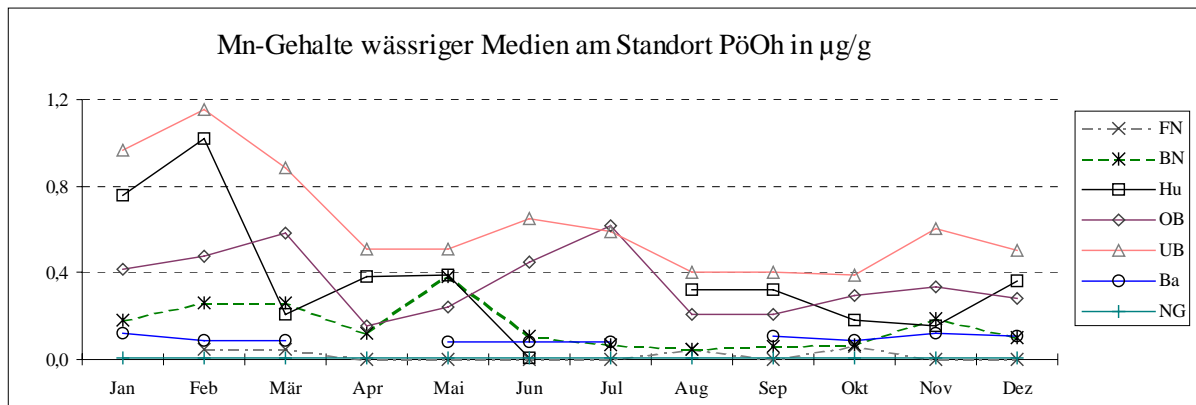


Abb. 8-19: Mn-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

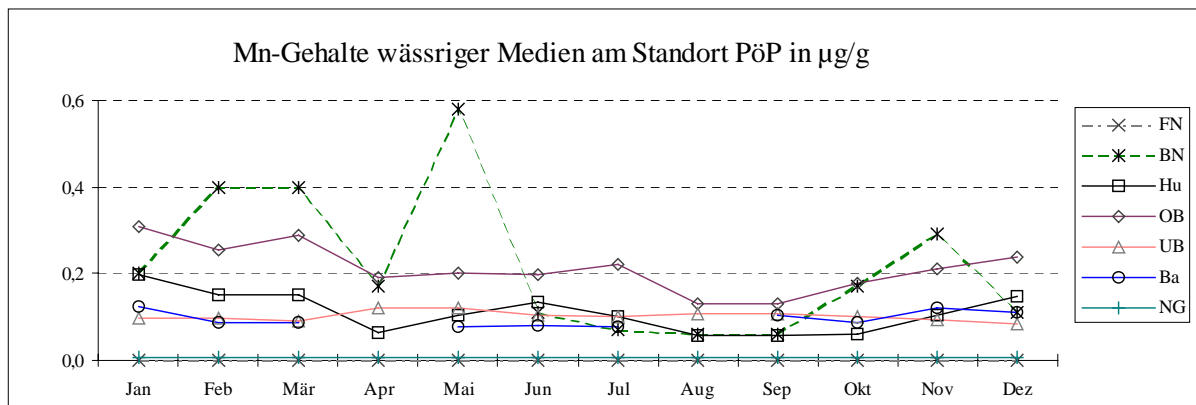


Abb. 8-20: Mn-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

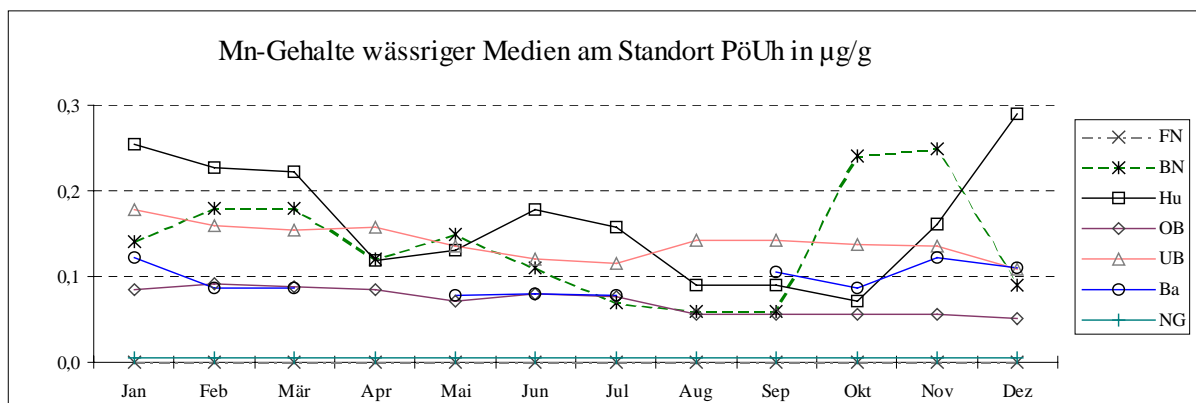


Abb. 8-21: Mn-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

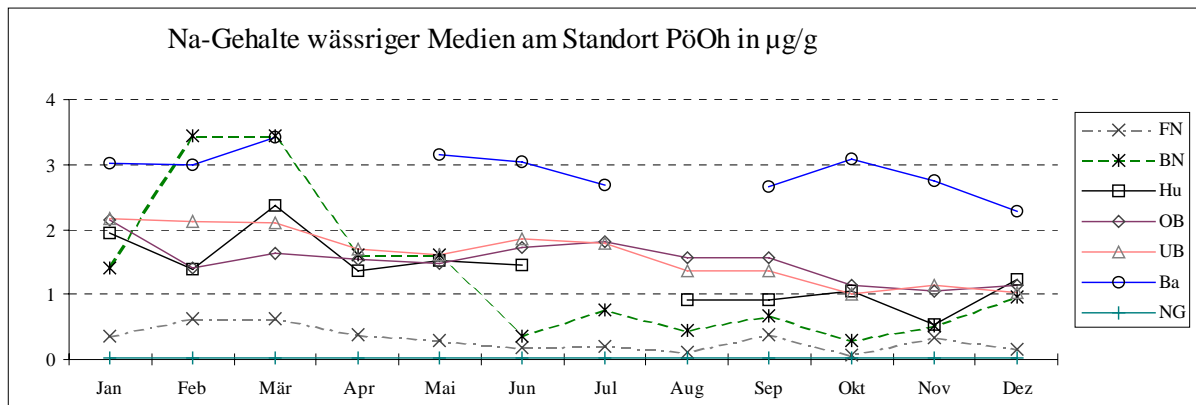


Abb. 8-22: Na-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

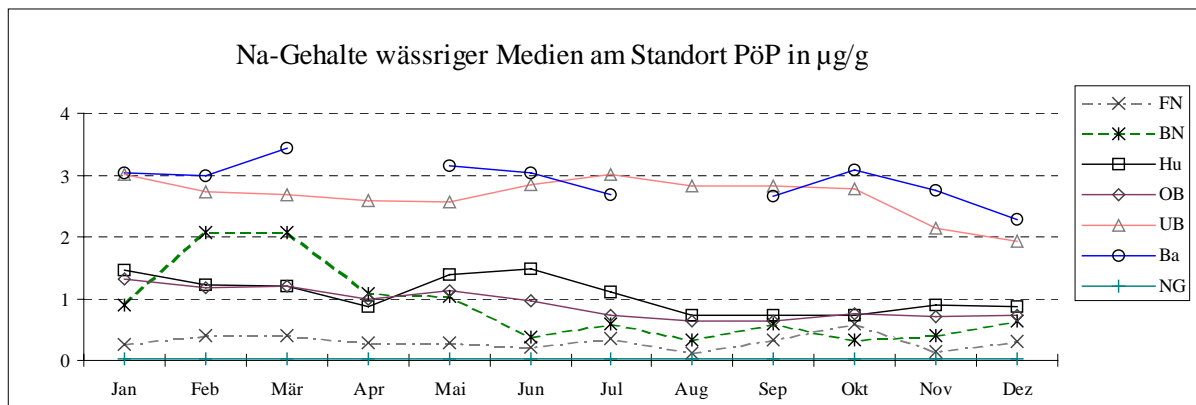


Abb. 8-23: Na-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

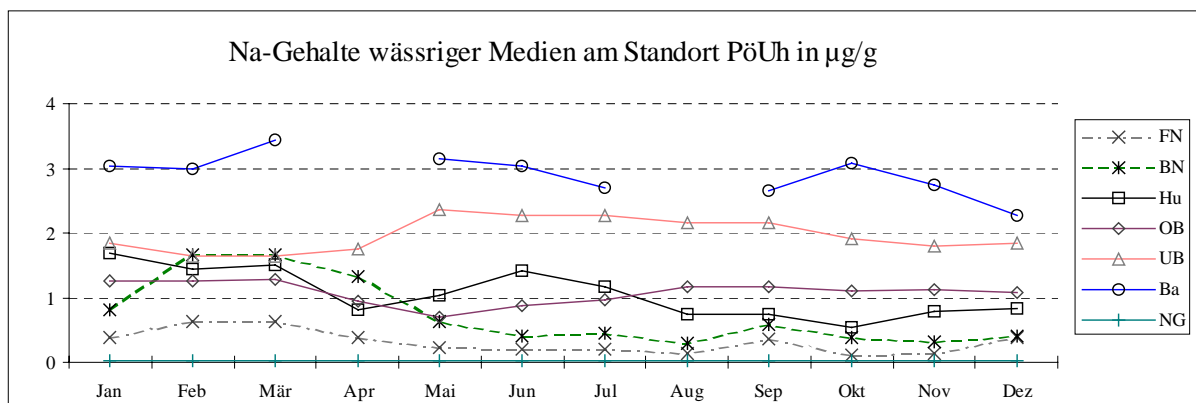


Abb. 8-24: Na-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

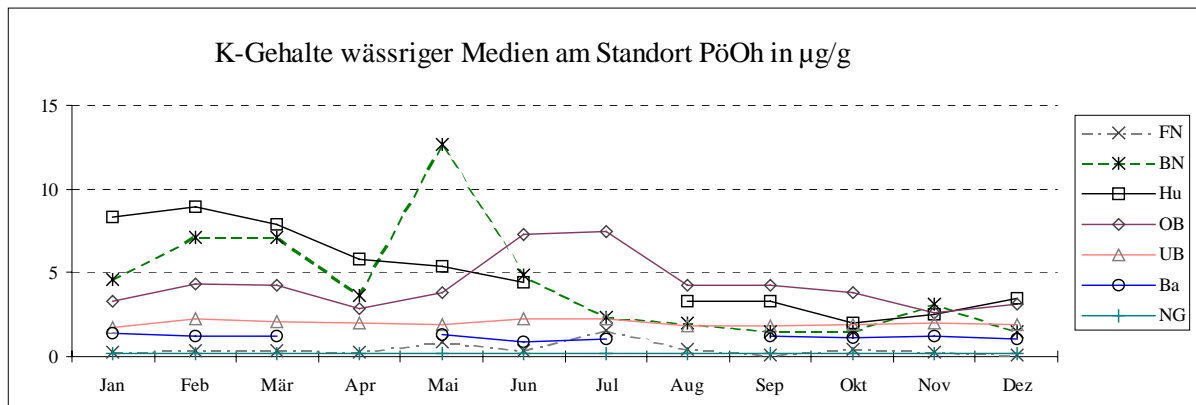


Abb. 8-25: K-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

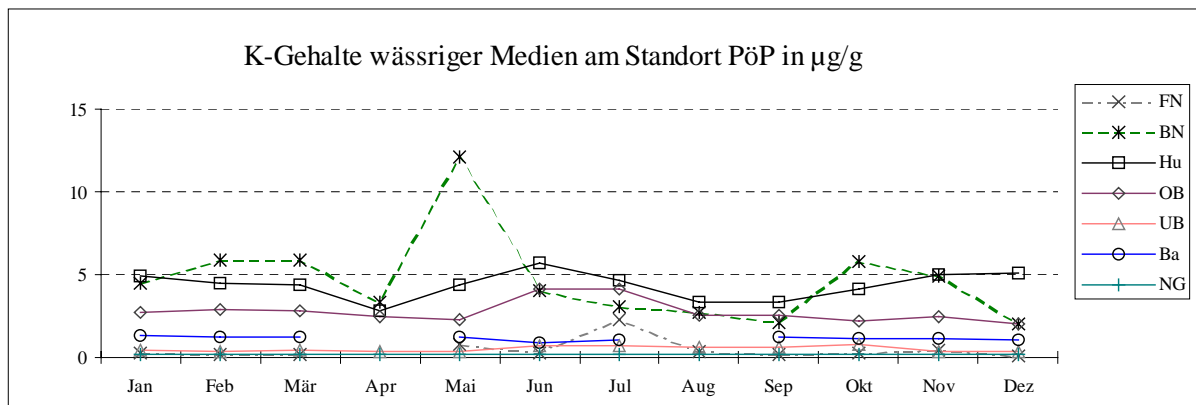


Abb. 8-26: K-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

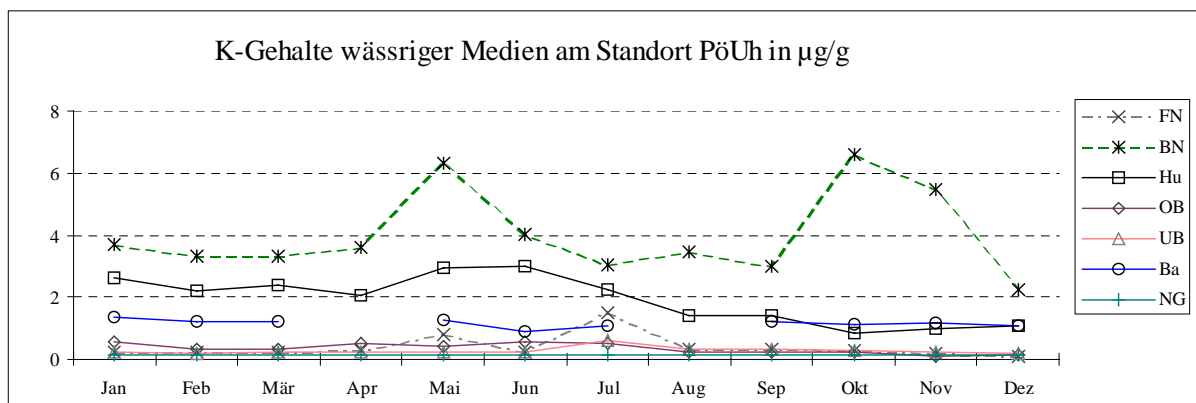


Abb. 8-27: K-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

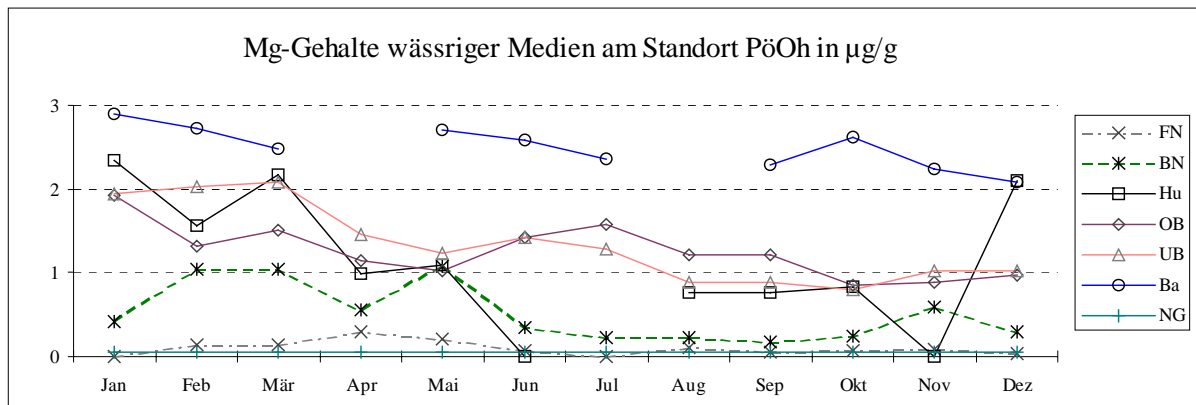


Abb. 8-28: Mg-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

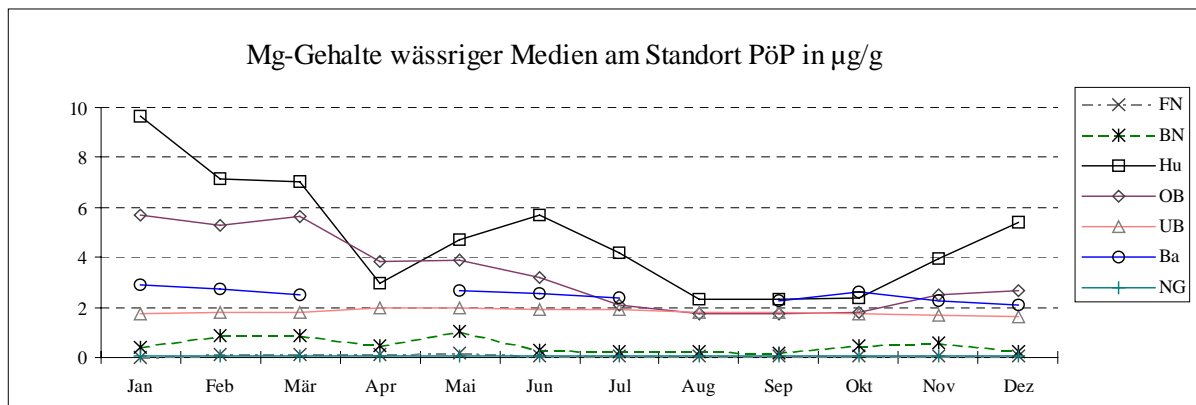


Abb. 8-29: Mg-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

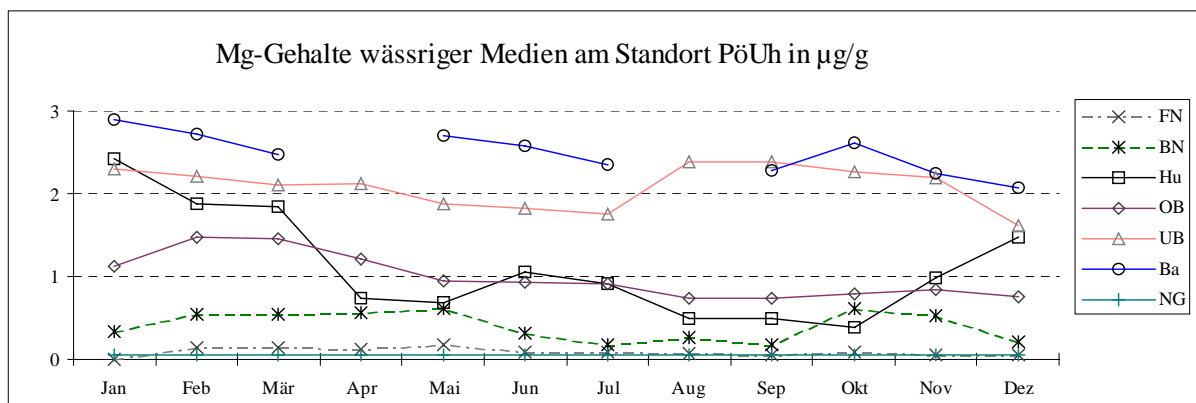


Abb. 8-30: Mg-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

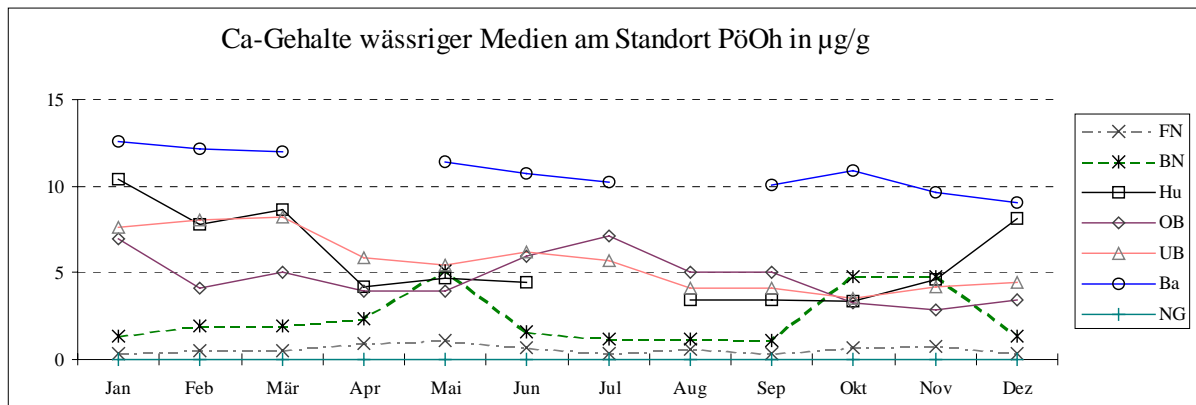


Abb. 8-31: Ca-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

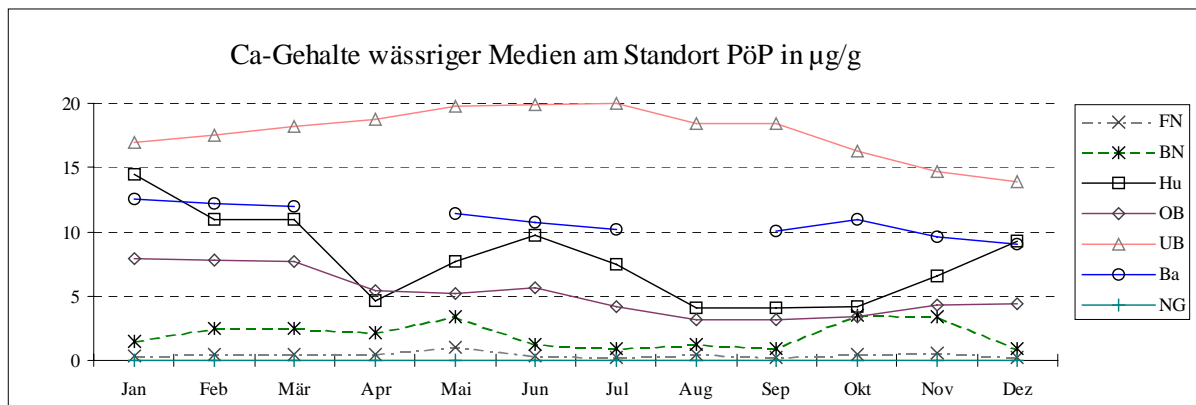


Abb. 8-32: Ca-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

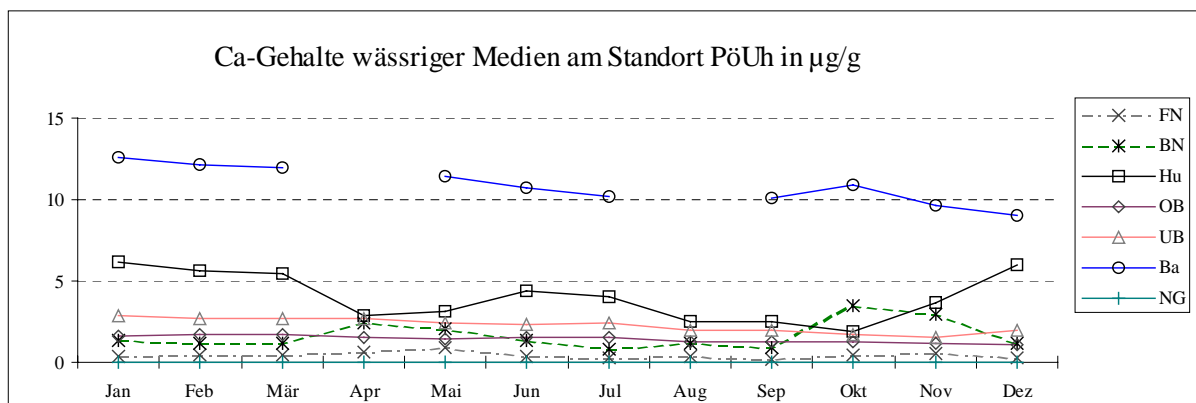


Abb. 8-33: Ca-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

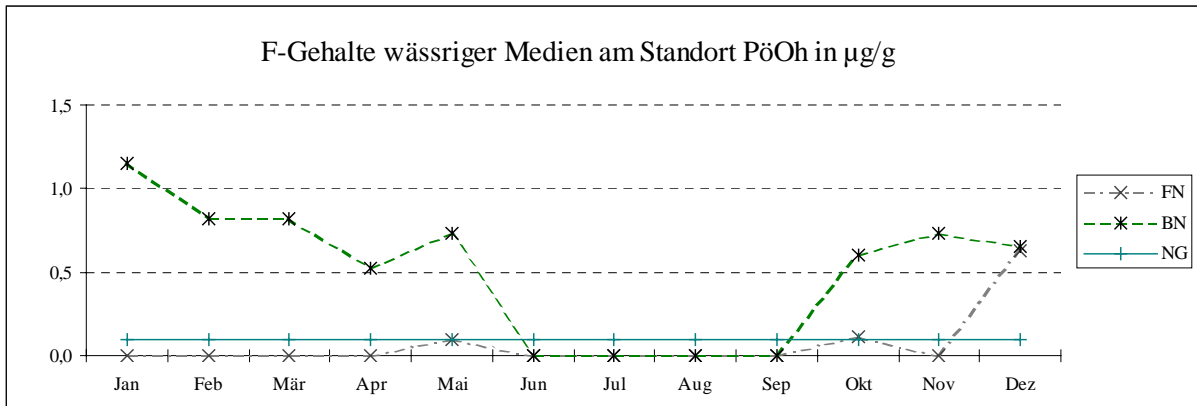


Abb. 8-34: F-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (NG = Nachweisgrenze)

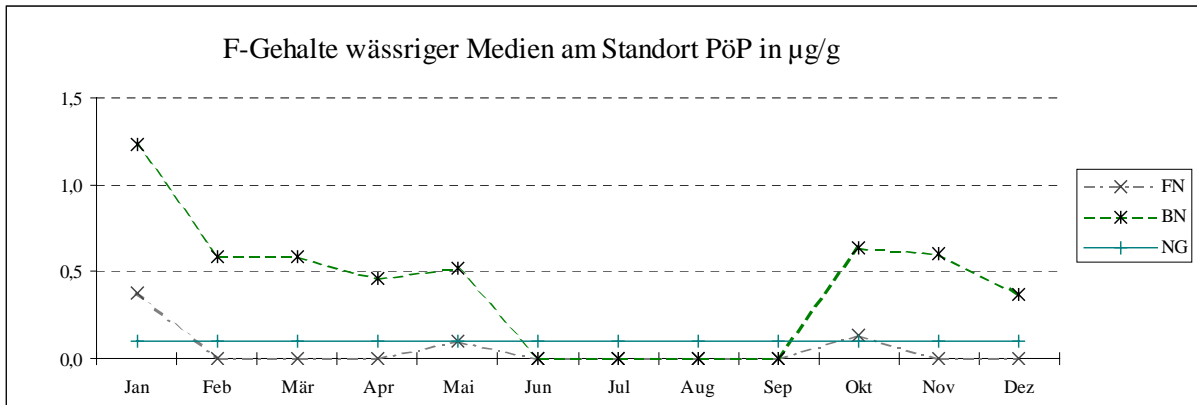


Abb. 8-35: F-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (NG = Nachweisgrenze)

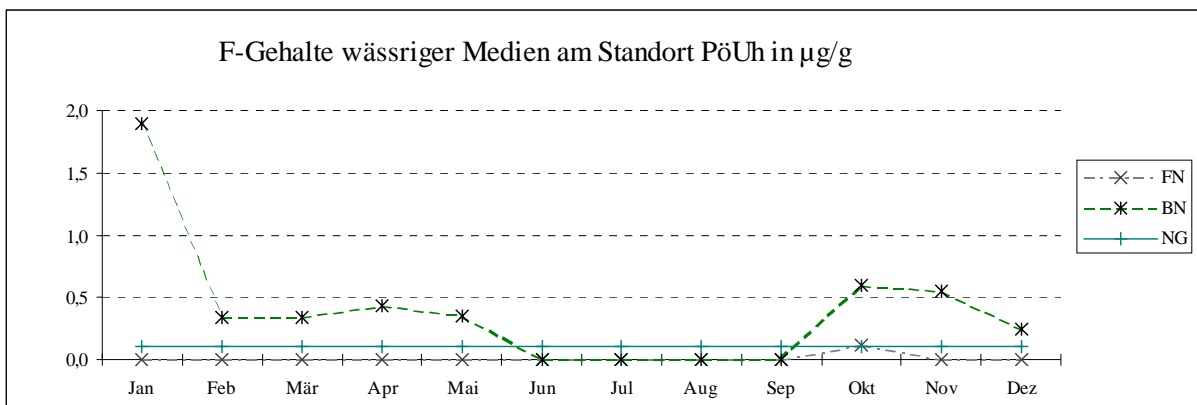


Abb. 8-36: F-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (NG = Nachweisgrenze)

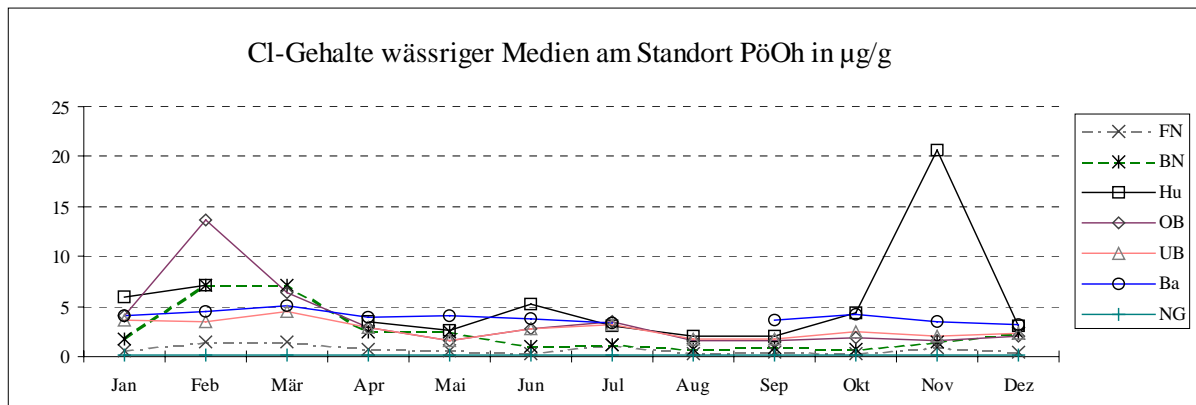


Abb. 8-37: Cl-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

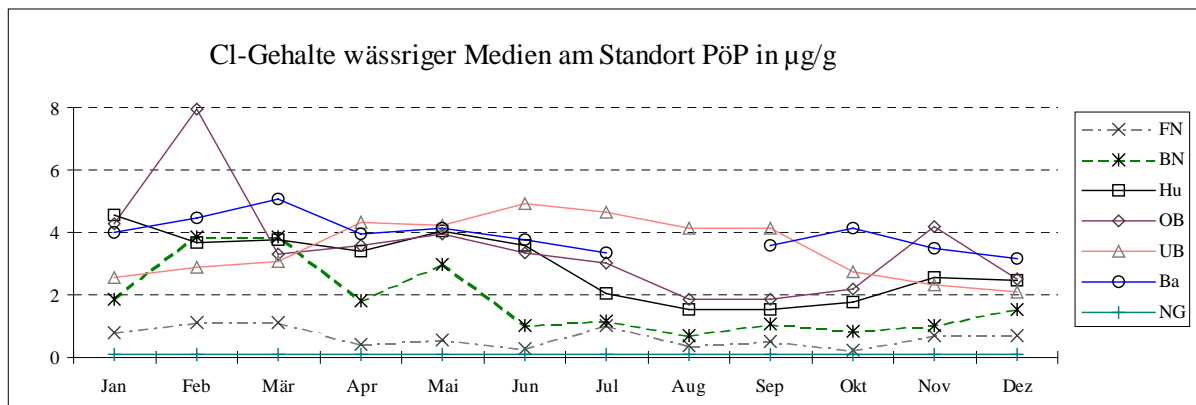


Abb. 8-38: Cl-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

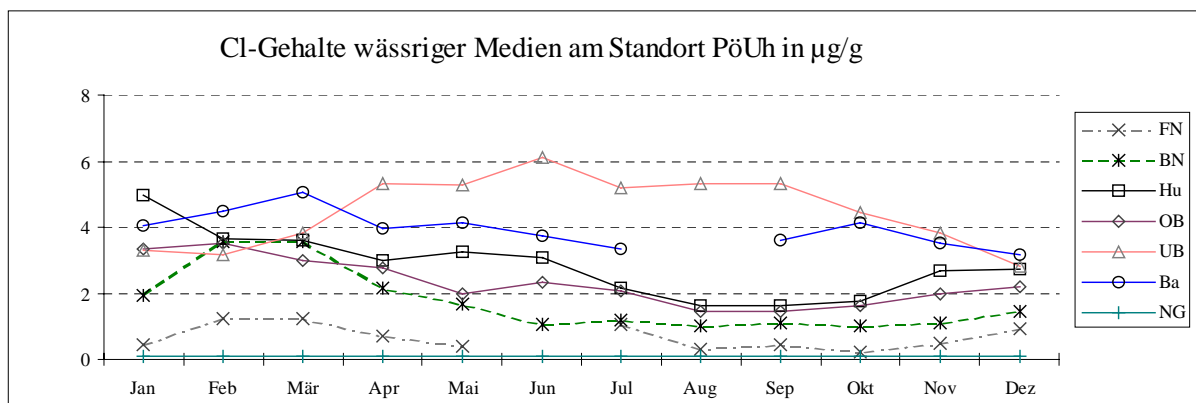


Abb. 8-39: Cl-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

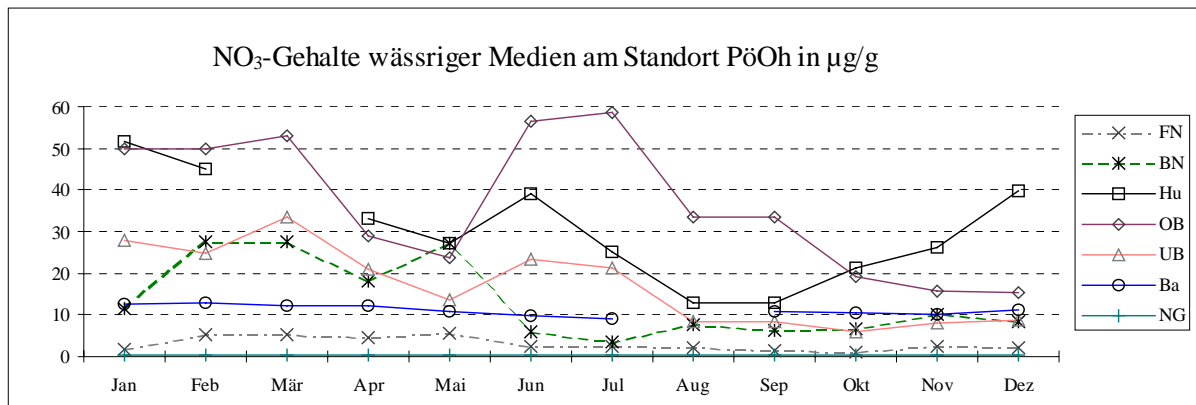


Abb. 8-40: NO₃-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

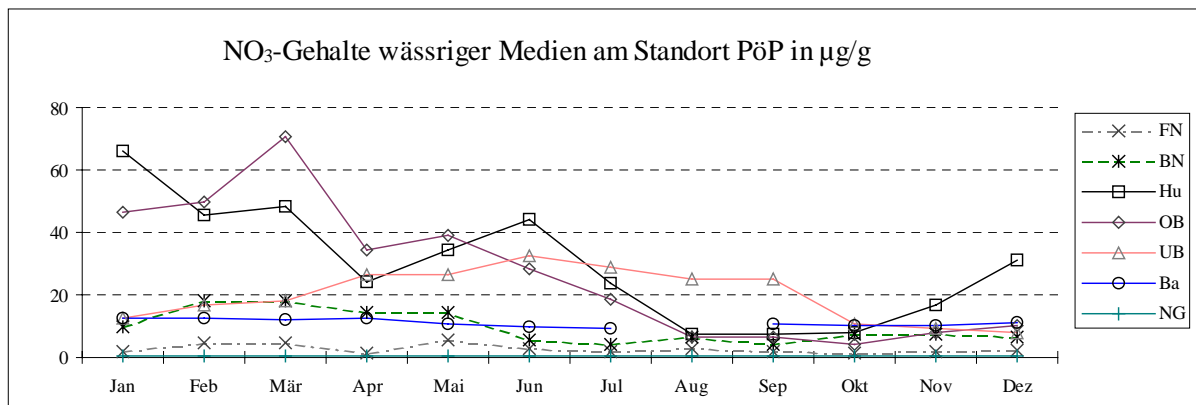


Abb. 8-41: NO₃-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freiland-niederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

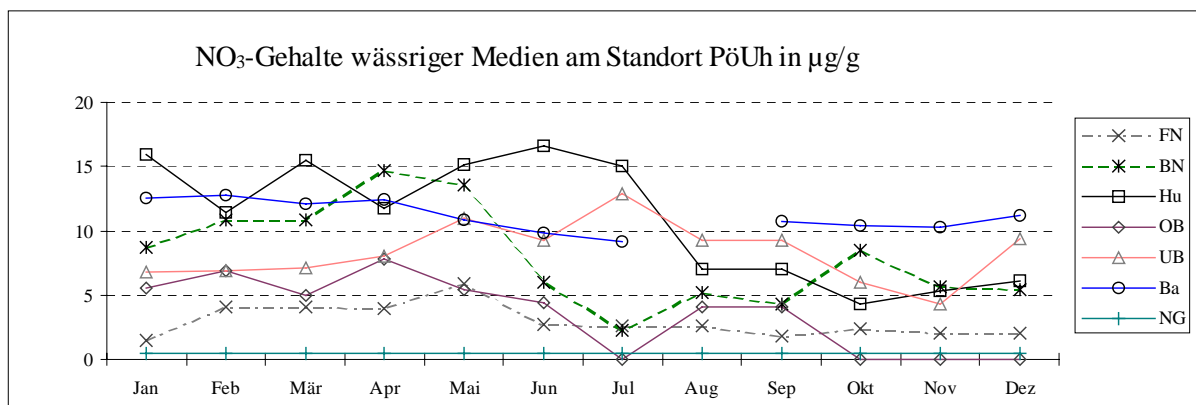


Abb. 8-42: NO₃-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

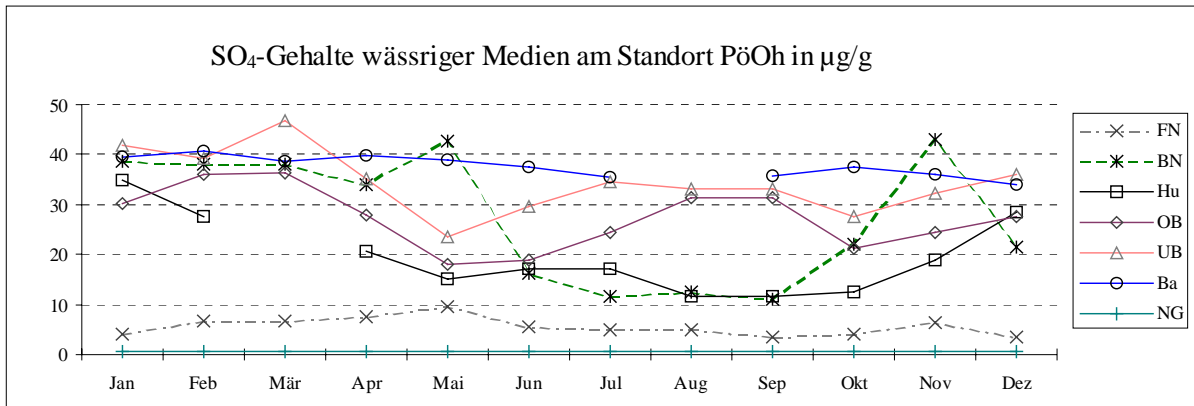


Abb. 8-43: SO₄-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

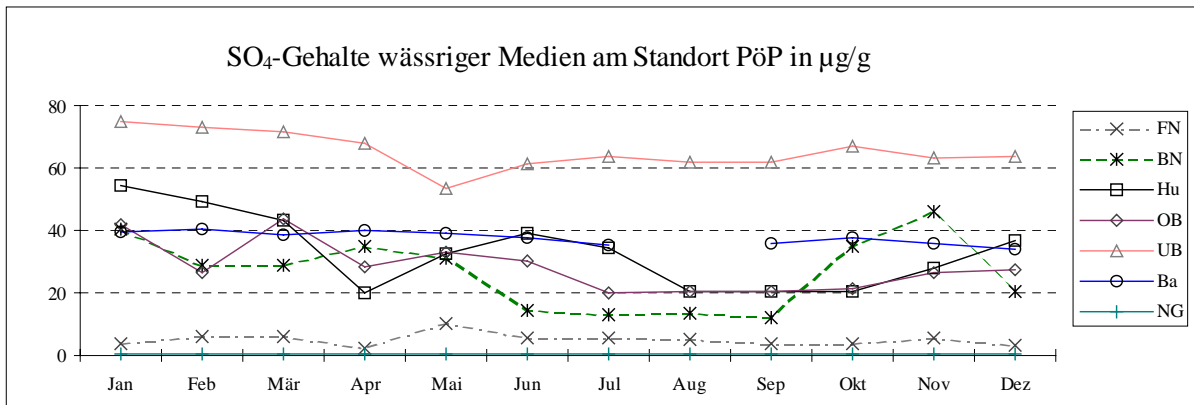


Abb. 8-44: SO₄-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

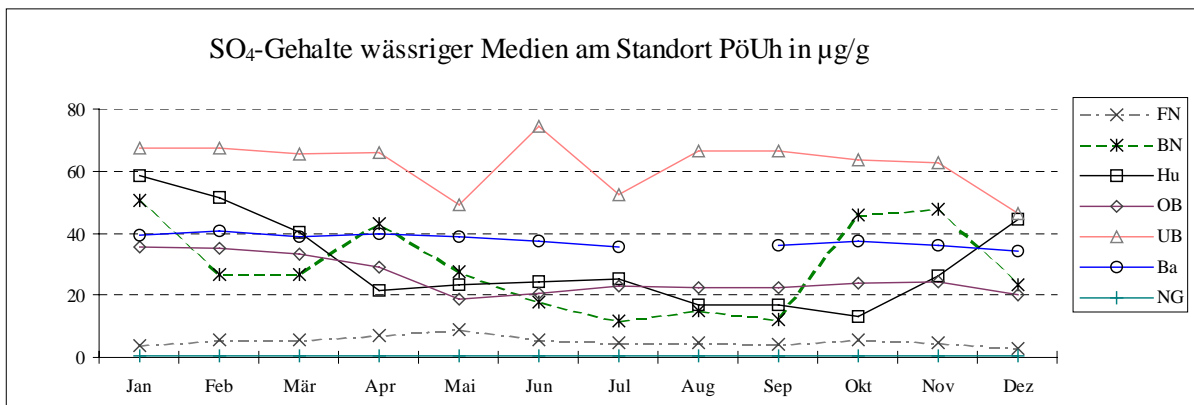


Abb. 8-45: SO₄-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

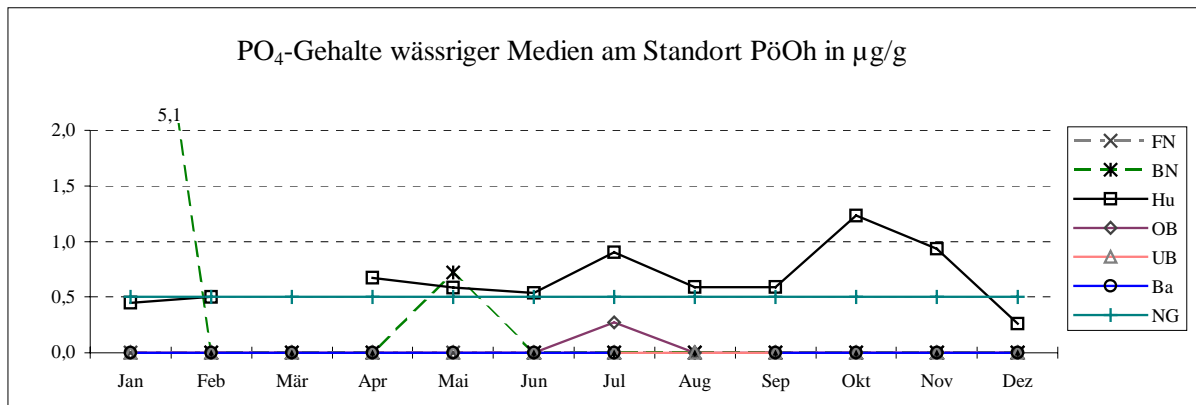


Abb. 8-46: PO₄-Gehalte am Standort Pöbelbach-Oberhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

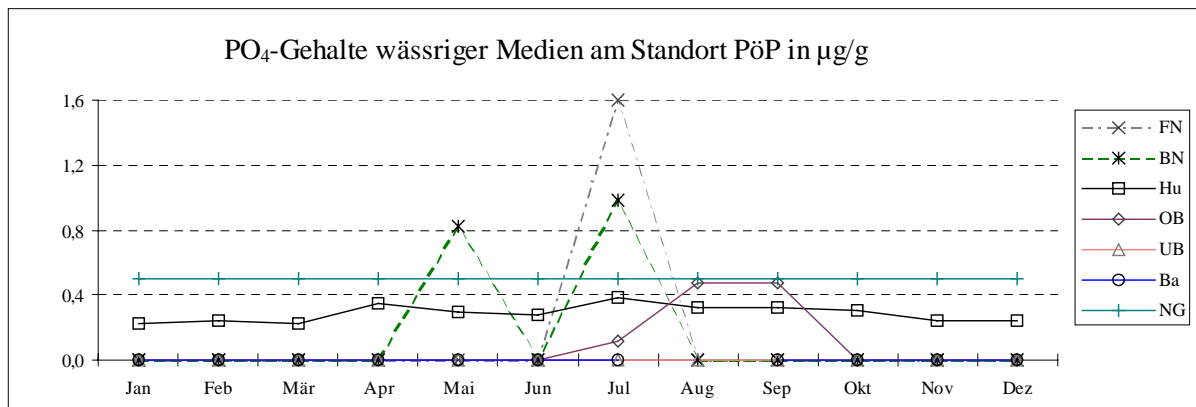


Abb. 8-47: PO₄-Gehalte am Standort Pöbelbach-Plateau 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

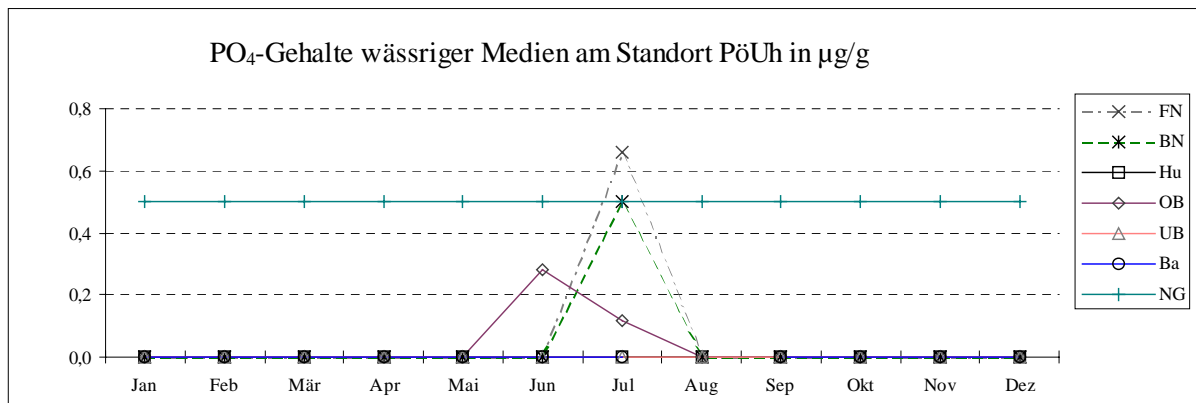


Abb. 8-48: PO₄-Gehalte am Standort Pöbelbach-Unterhang 1993 in den wässrigen Medien Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, Humus-, Oberboden- und Unterbodensickerwasser, sowie im Bachwasser des Einzugsgebiets (NG = Nachweisgrenze)

Lebenslauf

Name: Georg Lauterbach

Adresse: Goetheallee 10, 37073 Göttingen

Geburtsdaten: 29. März 1960 in Münster/Westf.

Familienstand: ledig

Schulbildung: 1966-1970 Grundschule
1970-1979 Gymnasium, 25. Mai 1979 Abitur

Wehrdienst: Juli 1979 - Sep. 1980 (Sanitätsbereich)

Betriebspraktika: Okt. 1980 - Sep. 1981 Zwei unmittelbar aufeinanderfolgende Praktika bei Forstverwaltungen des Sauerlandes

Studium: 1983-1986 Diplom-Geographie an der Philipps-Universität Marburg.
Studienschwerpunkte: Physische Geographie, Geoökologie, Pflanzensoziologie

1986-1991 Fortsetzung des Geographiestudiums und Beginn des Zweitstudiums Geologie/Paläontologie an der Georg-August-Universität Göttingen.
Schwerpunkte: Waldökosystemforschung u. umweltorientierte Bodenkunde.
Empirische Diplomarbeit zum Thema: „Initiale Effekte hochdosierter Kalkungsmaßnahmen in bewaldeten Einzugsgebieten“.
Okt. 1991 Diplom-Hauptprüfung (Geographie)

Berufstätigkeiten: Nov. 1991 - Okt. 1997 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Geologie und Dynamik der Lithosphäre der Universität Göttingen, AG Umweltgeologie

Nov. 1997 - Mai 1999 Befristete Anstellung beim *BUND* für Umwelt und Naturschutz Deutschland

Momentane Tätigkeit: Juni 1999 - Sep. 2000 Vorbereitung der Dissertation ohne Beschäftigungsverhältnis

