

Untersuchungen zur Belastung, Stabilität und Regenerationsfähigkeit der Böden
eines Buchenwald-Ökosystems in Phasen unterschiedlicher Reifungsgrade in der
Bergisch Gladbacher Kalkmulde
Eine raum-zeitliche Differenzierung von Ökosystemphasen

Inaugural-Dissertation
zur
Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität zu Köln

vorgelegt von
Thomas Mallmann
aus Koblenz

Köln, 2001

Berichterstatter: Prof. Dr. D.J. Werner
Prof. Dr. U. Radtke

Tag der letzten mündlichen Prüfung: 12. Juli 2000

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Untersuchungsansatz, Zielsetzung und Versuchsdesign	2
3	Untersuchungsgebiet	4
3.1	Naturräumliche Zuordnung	4
3.2	Klima	4
3.3	Geologische Einordnung	6
3.4	Böden	9
3.5	Vegetation	9
3.5.1	<i>Potentielle natürliche Vegetation</i>	9
3.5.2	<i>Reale Vegetation und Trennung der Standorttypen</i>	10
3.6	Charakterisierung der Meßflächen	12
4	Forschungsstand und Arbeitshypothesen	14
4.1	Prozeßkomplexität in Waldökosystemen	14
4.2	Stabilität und Elastizität von Waldökosystemen	14
4.3	Modelle zur Beurteilung des Stabilitätszustandes von Waldökosystemen	16
4.3.1	<i>Modelle zur Berechnung von Depositionsraten und Modellierung von Kronenraumprozessen</i>	16
4.3.1.1	Erfassung der Deposition im Freiland	16
4.3.1.2	Ursachen erhöhter Stoffflüsse in Waldbeständen und die Berechnung der Teilflüsse, Prozesse des Stoffaustausches im Kronendach	17
4.3.1.3	Ansätze für die Modellierung der Gesamtdeposition, der trockenen Deposition und der Kronenraumprozesse	20
4.3.2	<i>Besonderheiten, Wirkungen und Quellen deponierten Stickstoffs</i>	22
4.3.3	<i>Modelle zur Erfassung der Bodenversauerung und Pufferfähigkeit der Böden</i>	22
5	Methoden	28
5.1	Allgemeines zur Methodik	28
5.2	Wasserhaushalt	30
5.3	Messung der Elementeträge in Regenlösungen: Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammabfluß	31
5.3.1	<i>Methodischer Ansatz zur Erfassung von Depositionsraten in Waldökosystemen</i>	31
5.3.2	<i>Niederschlagsdeposition</i>	32
5.3.3	<i>Kronentraufe</i>	32
5.3.4	<i>Stammabfluß</i>	33
5.3.5	<i>Kronenrauminteraktionsmodell, Kronenraumprozesse und Bilanzierung von Depositionsraten</i>	33
5.3.6	<i>Bewertung der atmosphärischen Deposition mit dem „critical levels“- und „critical loads“-Konzept</i>	36
5.3.7	<i>Streu- und Knospenschuppenfall</i>	40
5.3.8	<i>Humusaufgabe</i>	40
5.4	Untersuchung des Sickerwassers	41
5.4.1	<i>Die Ermittlung des Matrixpotentials mittels Tensiometern</i>	41
5.4.2	<i>Gewinnung des Bodensickerwassers</i>	42
5.5	Untersuchung der Böden	43
5.6	Probenaufbereitung und Analyseverfahren	43
5.7	Bewertungskriterien zur Einstufung der Böden	45
5.7.1	<i>Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor</i>	45
5.7.2	<i>Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen</i>	45
5.8	Statistische Verfahren und Darstellung der Ergebnisse	47
6	Ergebnisse und Interpretation	48
6.1	Wasserhaushalt	48
6.1.1	<i>Niederschlagsbilanz</i>	48
6.1.2	<i>Sickerwasser der Humusaufgabe und des Mineralbodens</i>	50
6.1.3	<i>Zeitlicher Verlauf des Matrixpotentials in den untersuchten Böden</i>	53
6.2	Autochthone und allochthone oberirdische Stoffflüsse	55
6.2.1	<i>Jahresfrachten im Freilandniederschlag und im Bestandesniederschlag</i>	55
6.2.2	<i>Umsätze und Pufferung im Kronenraum</i>	56
6.2.3	<i>Herkunft atmosphärisch deponierter Stoffe</i>	61
6.2.4	<i>Depositionsbilanzen</i>	63

6.2.4.1	pH-Wert und Deposition von H ⁺ -Ionen	63
6.2.4.2	Deposition von Metall-Kationen	65
6.2.4.3	Deposition von Schwermetallen	68
6.2.4.4	Deposition von Nicht-Metallen	69
6.2.4.5	Risiken hoher N-Einträge	73
6.2.4.6	Gesamtsäuredeposition	74
6.2.5	<i>Stoffflüsse über den Streufall</i>	75
6.2.6	<i>Zusammenfassender Vergleich autochthoner und allochthoner oberirdischer Stoffflüsse</i>	79
6.3	Böden	82
6.3.1	<i>Stoffbestand und Profilmorphologie der Humusauflagen</i>	82
6.3.2	<i>Stoffbestand und Profilmorphologie der Böden</i>	86
6.3.2.1	Böden des Kalk-Buchenwaldes	86
6.3.2.2	Böden des Moder-Buchenwaldes	92
6.3.2.3	Böden der Schlagflur	99
6.3.2.4	Böden des Vorwaldes	102
6.3.3	<i>Stoffbestand der Böden und Tiefengradienten der Bodenversauerung, Auswertung der Gesamtdaten nach Tiefenstufen</i>	106
6.3.3.1	Elementinventuren	106
6.3.3.2	Effektive Austauschkapazität (AKe)	115
6.3.3.3	Bodenreaktion	121
6.3.3.4	Pufferkapazität	123
6.3.4	<i>Stoffdynamik im Sickerwasser</i>	128
6.3.4.1	Kalk-Buchenwald	131
6.3.4.2	Moder-Buchenwald	132
6.3.4.3	Schlagflur	135
6.3.4.4	Vorwald	137
6.3.5	<i>Besonderheiten in der Sickerwasserchemie unter dem Einfluß der Deposition und des Bodenzustandes</i>	139
6.4	Bewertung der Böden der Standorttypen	143
6.4.1	<i>Elastizitätsparameter des Austauscherkörpers</i>	143
6.4.2	<i>Säureakkumulation im Boden</i>	148
6.4.3	<i>Humusqualität und Mikroorganismenaktivität</i>	153
6.4.4	<i>Säuretoxizität und Schwermetallbelastung</i>	154
6.4.4.1	Al- und H-Toxizität	154
6.4.4.2	Schwermetalle	159
6.4.4.3	Probleme der Wirkungsabschätzung von Metallkonzentrationen auf Wurzeln und Mikroorganismen	173
6.5	Stabilitäts- und Ökosystemphasen der Standorttypen	175
6.5.1	<i>Theoretische Vorüberlegungen</i>	176
6.5.2	<i>Auswahlkriterien</i>	179
6.5.3	<i>Stabilitäts- und Ökosystemphasen der Standorttypen</i>	180
6.5.4	<i>Zusammenfassung des Stabilitätszustandes</i>	189
6.6	Vergleich mit Bilanzfallstudien	191
6.7	Morphologisch sichtbare Schäden des Waldes	194
6.8	„Critical loads“, „critical levels“ und deren Überschreitung	195
6.8.1	<i>„Critical loads“ für Stickstoff</i>	195
6.8.1.1	Veränderung in der Vegetationszusammensetzung: Auftreten von N-Zeigern und Differenzierung der Pilzflora	196
6.8.1.2	Waldschäden und Nährstoffungleichgewichte	196
6.8.1.3	Belastung des Grundwassers mit Nitrat	197
6.8.1.4	Überschreitung der „critical loads“ für Stickstoff und mögliche Folgen im Waldökosystem	198
6.8.2	<i>„Critical loads“ und Überschreitung der „critical loads“ für Säuredepositionen</i>	201
7	Schlußfolgerungen und Ausblick	203
8	Zusammenfassung	207
9	Kurz-Zusammenfassung	210
10	Abstract	211
11	Literaturverzeichnis	212
12	Anhang	236
13	Nachwort	305

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1:	<i>Klimadaten der Stationen Neunkirchen-Seelscheid-Krawinkel und Bergisch Gladbach-Refrath</i>	6
Tab. 3-2:	<i>Angaben zu Lage, Standort und Charakteristik der ausgewählten Probenstandorte zur Ermittlung des Freilandniederschlages (F) und des Bestandesniederschlages (A, B, C)</i>	13
Tab. 4-1:	<i>Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand</i>	25
Tab. 5-1:	<i>Übersicht des Versuchsdesigns, Sammelmethode und -frequenzen zur Ermittlung von Stoffflüssen</i>	30
Tab. 5-2:	<i>Kalkulationsschema der Kronenrauminteraktion in Buchenwaldbeständen</i>	35
Tab. 5-3:	<i>Faktoren zur Korrektur der Bulk-Depositionsmeßwerte um den Anteil der trockenen und feuchten Deposition im Bulk-Sammler</i>	39
Tab. 5-4:	<i>Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Ca, K, Mg, S, Cl und Na im Meerwasser</i>	40
Tab. 5-5:	<i>Untersuchte Parameter innerhalb der Ökosystemkompartimente, Bestimmungsmethoden und -verfahren und verwendete Analysegeräte</i>	44
Tab. 5-6:	<i>Mittlere Bereiche der Gehalte an Kohlenstoff sowie dem C/N und C/P-Verhältnis bei verschiedenen aeromorphen Humusformen</i>	45
Tab. 5-7:	<i>Bewertungskriterien der organischen Substanz</i>	45
Tab. 5-8:	<i>Bewertungskriterien der N- und C-Vorräte im effektiven Wurzelraum (organische Auflage und Mineralboden)</i>	45
Tab. 5-9:	<i>Bewertung der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp)</i>	46
Tab. 5-10:	<i>Bewertungskriterien der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe)</i>	46
Tab. 5-11:	<i>Bewertung der AKe im effektiven Wurzelraum</i>	46
Tab. 5-12:	<i>Bewertungskriterien der relativen Austauschbelegung bezogen auf die AKe im Mineralboden</i>	46
Tab. 6-1:	<i>Mittelwerte der monatlichen Niederschlagsmenge und Jahressumme von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe</i>	48
Tab. 6-2:	<i>Monats- und Jahresmengen der Niederschläge</i>	50
Tab. 6-3:	<i>Saugspannungsbereiche und Pflanzenverfügbarkeit des Bodenwassers</i>	52
Tab. 6-4:	<i>Freilandniederschlagsdeposition in Nordrhein-Westfalen</i>	55
Tab. 6-5:	<i>Ionenumsätze bei der Kronenraumpassage, Netto-Kronenraumeffekt (Q) im Kronenraum: Pufferung von H⁺-Ionen und mengenmäßig bedeutsamer Kationen</i>	57
Tab. 6-6:	<i>Korrelative Zusammenhänge zwischen den Elementkonzentrationen im Freilandniederschlag, die auf gleiche Herkunft schließen lassen</i>	62
Tab. 6-7:	<i>Korrelative Zusammenhänge zwischen Elementkonzentrationen im Stammabfluß und in der Kronentraufe, die durch die gleichen Prozesse gesteuert werden</i>	63
Tab. 6-8:	<i>Durchschnittlicher pH-Wert im Freilandniederschlag</i>	64
Tab. 6-9:	<i>Jahresgang der Schwermetalld deposition durch den Freilandniederschlag und im Bestandesniederschlag, sowie die Kronenrauminteraktion (KDD = BN - FN) und Vergleichswerte für Nordrhein-Westfalen für Blei und Cadmium</i>	68
Tab. 6-10:	<i>Die wichtigsten gasförmigen Schwefel-Emissionsquellen</i>	70
Tab. 6-11:	<i>Flüssebilanz im Buchenwald-Ökosystem</i>	73
Tab. 6-12:	<i>Gesamtsäureeintrag durch Niederschlagsdeposition (ND), Interceptionsdeposition (ID), Gesamtdeposition (GD), Bestandesniederschlagsdeposition (BN) und Quell- und Senkenterm (Q) in kmol_e H⁺·ha⁻¹·a⁻¹</i>	75
Tab. 6-13:	<i>Mittlere, jährliche Elementflüsse über den Streufall (Blätter und Knospenschuppen)</i>	77
Tab. 6-14:	<i>Zusammenhang zwischen Ca- und Mg-Ionen in der Streu, den mittleren austauschbaren X^S_{Ca}- und X^S_{Mg}-Vorräten bis 50 cm und dem Dolomitierungsgrad der anstehenden Kalke</i>	78
Tab. 6-15:	<i>Kurzcharakteristik der Probenahmestandorte und der die Humusaufgaben beeinflussenden Standortfaktoren</i>	82
Tab. 6-16:	<i>Tiefenfunktion charakteristischer Merkmale und Elementgehalte der Humusaufgaben</i>	85
Tab. 6-17:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde-Rendzina auf Kalk (K1)</i>	88
Tab. 6-18:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde-Rendzina auf Kalk (K2)</i>	89
Tab. 6-19:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde-Rendzina auf Kalk (K3)</i>	90
Tab. 6-20:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde auf Kalk (K4)</i>	91
Tab. 6-21:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer podsoligen Parabraunerde (M1) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	95
Tab. 6-22:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (M2) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	96
Tab. 6-23:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (M3) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	97
Tab. 6-24:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer podsoligen Parabraunerde (M4) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	98
Tab. 6-25:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer podsoligen Parabraunerde (S1) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	100
Tab. 6-26:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und</i>	

	<i>Elastizitätsparameter einer podsoligen Parabraunerde (S2) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	101
Tab. 6-27:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (V1) aus Schwemmlöß</i>	103
Tab. 6-28:	<i>Elastizitätsparameter ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (V2) aus Schwemmlöß</i>	104
Tab. 6-29:	<i>Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (V3) aus Schwemmlöß über Kalk</i>	105
Tab. 6-30:	<i>Elementgesamtgehalte der anstehenden Kalke im Untersuchungsgebiet und mittlere Gehalte im Kalk und Löß</i>	108
Tab. 6-31:	<i>Dolomitierungsgrad und chemische Zusammensetzung einiger Kalksteine des Untersuchungsgebietes differenziert nach Standorttypen und Profilen</i>	109
Tab. 6-32:	<i>Tiefenfunktion der mittleren Carbonatgehalte und der potentiell durch CaCO₃ pufferbaren H⁺-Ionen</i>	109
Tab. 6-33:	<i>Tiefenfunktion der Prozentanteile der austauschbaren Kationen bezogen auf die AKe</i>	116
Tab. 6-34:	<i>Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für das gesamte Probenkollektiv</i>	118
Tab. 6-35:	<i>Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für die Tiefenstufe 0 – 5 cm</i>	118
Tab. 6-36:	<i>Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für die Tiefenstufe 30 – 60 cm</i>	120
Tab. 6-37:	<i>Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für die Tiefenstufe 60 – 90 cm</i>	120
Tab. 6-38:	<i>Prozentuale Häufigkeitsverteilung der pH-KCl-Werte differenziert nach Tiefenstufen</i>	121
Tab. 6-39:	<i>Spannweite der jährlichen Rate der Protonenbelastung durch Entkopplung des Ionenkreislaufes und durch Eintrag in mitteleuropäischen Waldökosystemen</i>	128
Tab. 6-40:	<i>Säurebelastung bzw. Basenentzug im Unterboden lassen sich auf vier Ursachen zurückführen</i>	128
Tab. 6-41:	<i>Jahresmittel der Elementkonzentrationen der Elemente und Intensitätsparameter in der Bodenlösung</i>	130
Tab. 6-42:	<i>Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser des Kalk-Buchenwaldes (K1 bis K4) und der Elementkonzentrationen im Bestandes- und Freilandniederschlag</i>	132
Tab. 6-43:	<i>Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser der Profile M1, M2 und M4 des Moder-Buchenwaldes und des Elementeintrages durch oberirdische Stoffflüsse (BN, KR, ST)</i>	134
Tab. 6-44:	<i>Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser der Profile S1 und S2 der Schlagflur und des Elementeintrages durch den Freilandniederschlag</i>	136
Tab. 6-45:	<i>Jahresmittelwerte der Stoffgehalte im Sickerwasser der Profile V1 bis V3 des Vorwaldes und der Elementeinträge des Freilandniederschlages</i>	139
Tab. 6-46:	<i>Vergleich der pH-Werte und der Erdalkalisättigung im Sickerwasser und Mineralboden, der Carbonatgehalte im Feinboden sowie dem Skelettanteil in den Lößprofilen</i>	142
Tab. 6-47:	<i>Tiefenfunktion der mittleren effektiven Kationenaustauschkapazität differenziert nach Standorttypen</i>	144
Tab. 6-48:	<i>Test auf signifikante Unterschiede der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) zwischen den Standorttypen in den Tiefenstufen 0 - 30 cm</i>	145
Tab. 6-49:	<i>Test auf signifikante Unterschiede der Erdalkalisättigung (ES) zwischen den Standorttypen in den Tiefenstufen 0 - 30 cm</i>	146
Tab. 6-50:	<i>Test auf signifikante Unterschiede der Fe + H-Ionen, der K-Ionen und der Mg-Ionen zwischen den Standorttypen in den Tiefenstufen 0 - 60 cm</i>	148
Tab. 6-51:	<i>Tiefenfunktion der aufgespeicherte Säuremengen in kmol_cha⁻¹</i>	149
Tab. 6-52:	<i>Tiefenfunktion der AKe, der AKe/AKp-Verhältnisse, Basensättigung, Elastizitätsparameter sowie der Versauerungsäquivalente einer podsoligen Parabraunerde der Schlagflur (S1)</i>	152
Tab. 6-53:	<i>Zusammenhang zwischen der Basalrespiration in den Ah-Horizonten und Elastizitätsparametern und austauschbaren Schwermetallgehalten</i>	174
Tab. 6-54:	<i>Auswahlkriterien zur Beurteilung der Ökosystem-Stabilitätsphasen</i>	180
Tab. 6-55:	<i>Deckungsgrade (BRAUN-BLANQUET) von Stickstoffzeigern im Kalk-Buchenwald</i>	181
Tab. 6-56:	<i>Deckungsgrade von Stickstoffzeigern in der Schlagflur (Deckung nach BRAUN-BLANQUET)</i>	186
Tab. 6-57:	<i>Stoffakkumulation in Baumhölzern (B), Gesamtdeposition (GD) und Bedarfsüberschreitung von K, Mg, Ca, N und S sowie austauschbare Vorräte im Feinboden, aus dem Bedarf berechneter Verbrauch austauschbarer Vorräte</i>	188
Tab. 6-58:	<i>„Critical Loads“ für Stickstoff-Deposition auf naturnahe und extensiv bewirtschaftete Ökosysteme</i>	198
Tab. 6-59:	<i>Kalkulation der Überschreitung des „critical load“ für die Kriterien Vegetationsveränderung, NO₃-Austrag ins Grundwasser und Nährstoffungleichgewichte</i>	198
Tab. 6-60:	<i>NH₄⁺- und K⁺-Konzentrationen im Niederschlagswasser (FN) und im Bestandesniederschlag, deren Verhältnisse zueinander, sowie die NH₄-N-Flüsse und des „critical load“ für N-Einträge</i>	199
Tab. 6-61:	<i>Depositions-, Verwitterungsraten und „critical loads“ im Vergleich</i>	202

Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1:	Die naturräumliche Gliederung des Rheinisch-Bergischen Kreises und Lage der Bergisch Gladbacher Kalkmulde	5
Abb. 3-2:	Übersichtskarte der Bergisch Gladbacher Kalkmulde	8
Abb. 3-3:	Schema zur Trennung der Standorttypen im Untersuchungsgebiet	11
Abb. 3-4:	Lage der Meßstellen	13
Abb. 4-1:	Schema des pH-Verlaufs bei Bodenversauerung in luftversorgten Böden mit Versickerung	24
Abb. 4-2:	Entwicklung der akkumulierten Säuremenge (in $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1}$), der Säureemissionen (H_2SO_4 und HNO_3 in $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), der jährlichen Emissionsraten von SO_2 und NO_x (in Millionen Tonnen pro ha und Jahr) und der Emissionsdichte für N und S (in $\text{kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland seit 1850	28
Abb. 5-1:	Schematische Darstellung des Meßaufbaus	30
Abb. 5-2:	Schematische Übersicht über die Standorte A, B und C mit der Lage der Kronentraufe-Meßreihen	33
Abb. 5-3:	Schematisierte Wiedergabe der Meßanordnung und Zusammenhänge der Kompartimentflüsse im Buchenwald	34
Abb. 6-1:	Durchschnittliche Niederschlagsbilanz des Buchenwaldbestandes im Strundetal	49
Abb. 6-2:	Sickerwassermengen der Humusauflage	51
Abb. 6-3:	Sickerwassermenge der Humusauflage und Matrixpotentiale der Böden des Kalk-Buchenwaldes	53
Abb. 6-4:	Sickerwassermenge der Humusauflage und Matrixpotentiale der Böden des Moder-Buchenwaldes, der Schlagflur und des Vorwaldes	54
Abb. 6-5:	Bulkdeposition untersuchter Ionen im Freiland (FN) und im Bestand (BN)	56
Abb. 6-6:	Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der Kronendachdifferenz (KDD) für H, Na, K, Mg, Ca, Mn, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ von Juli 1996 bis Juni 1997	60
Abb. 6-7:	Häufigkeitsverteilung der pH-Werte im Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	65
Abb. 6-8:	Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der Elementeinträge von H^+ , K, Na, Mg, Ca, und Mn	67
Abb. 6-9:	Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der Elementeinträge von N_{min} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl und $\text{SO}_4\text{-S}$	72
Abb. 6-10:	Synoptische Darstellung oberirdischer Stoffflüsse [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]	80
Abb. 6-11:	Profilbeschreibung einer Braunerde-Rendzina	87
Abb. 6-12:	Tiefenfunktion der Kalkbilanz	111
Abb. 6-13:	Tiefenfunktion der Feinbodenbilanz	112
Abb. 6-14:	Tiefenfunktion der prozentualen austauschbaren Kationenbasen und -säuren, sowie der Schwermetalle an der effektiven Austauschkapazität	117
Abb. 6-15:	95%-Konfidenzintervall des Mittelwertes der Faktorenwerte in den Pufferbereichen in 0 – 5 cm	119
Abb. 6-16:	Tiefenfunktion mittleren H^+ -Ionenkonzentrationen und der pH-Werte der Standorttypen	122
Abb. 6-17:	Variabilität der pH-Werte innerhalb der Profile in 5 cm Tiefe	123
Abb. 6-18 a bis f:	Charakterisierung des Aciditätsstatus' im Bodenkompartment	124
Abb. 6-19:	Tiefenfunktion der pH-Werte ausgewählter Profile nach gestaffelter Säurezugabe	126
Abb. 6-20:	Pufferkurven und SNK-Werte im Moder-Buchenwald und der Schlagflur	127
Abb. 6-21:	Mittlere äquivalente Ionenkonzentrationen beim Lösungstransport im Bestandesniederschlag und Sickerwasser der Böden der Standorttypen	141
Abb. 6-22:	Beziehung zwischen dem AKe/AKp-Verhältnis und dem pH-Wert der Standorttypen	143
Abb. 6-23:	Tiefenfunktion der mittleren effektiven Kationenaustauschkapazität in den Tiefenstufen und des 95 % Konfidenzintervalls des Mittelwertes in 5 – 90 cm	144
Abb. 6-24:	Tiefenfunktion der Erdalkalisättigung in den Pufferbereichen und Bewertung der Elastizitätsparameter der Standorttypen bis 60 cm Tiefe	146
Abb. 6-25:	Tiefenfunktion der Elastizitätsparameter austauschbare H + Fe-Ionen, K-Ionen und Mg-Ionen in [%] und Bewertung der Elastizität in den Standorttypen	147
Abb. 6-26:	Tiefenfunktion aufgespeicherter Säureäquivalentkonzentrationen und -vorräte	149
Abb. 6-27:	Röntgendiffraktometrische Auswertung einer podsoligen Parabraunerde der Schlagflur (S1)	151
Abb. 6-28:	Tiefenfunktion der aufgespeicherten Versauerungsäquivalente ausgewählter Profile	152
Abb. 6-29:	Spannweite und Mittelwerte des Basensättigungsgrades der organischen Auflagehorizonte differenziert nach Standorttypen und Schwellenwerte für Meliorationskalkungen	154
Abb. 6-30:	Tiefenfunktion der Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse sowie Bereichen potentieller Gefährdung durch Säuretoxizität nach ROST-SIEBERT (1985)	157
Abb. 6-31:	Jahresverlauf der Ca/Al-, Ca/H-, Mg/Al- und Mg/H-Molverhältnisse im Sickerwasser der Schlagflur	159
Abb. 6-32:	a) Tiefenfunktion austauschbaren Bleis der Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald im Feinboden, b) Beziehung zwischen dem adsorbierten Blei und dem pH-Wert, c) Beziehung zwischen adsorbiertem und gelöstem Blei in verschiedenen Tiefenstufen und dem pH-Wert sowie d) dem organisch gebundenen Kohlenstoff und dem gelösten Blei und dem pH-Wert	162
Abb. 6-33:	Tiefenfunktion verschiedener Bleifractionen	164
Abb. 6-34:	a) Tiefenfunktion austauschbaren Zinks der Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald im Feinboden, b) Beziehung zwischen adsorbiertem und gelöstem Zink; Beziehung zwischen königswasserlöslichem c), austauschbarem d) sowie dem Anteil austauschbaren Zinks am Gesamtgehalt e) und den Pufferbereichen in 0 – 5 cm Tiefe	167
Abb. 6-35:	Tiefenfunktion verschiedener Zinkfractionen	168

Abb. 6-36:	<i>Tiefenfunktion austauschbaren Cadmiums der Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald im Mineralboden < 2mm; Beziehung zwischen dem adsorbierten Cadmium, dem potentiell verfügbaren Anteil [%] und den königswasserlöslichen Gehalten und den pH-Werten in den Pufferbereichen in 0 – 5 cm Tiefe</i>	171
Abb. 6-37:	<i>Tiefenfunktion verschiedener Cadmiumfraktionen</i>	172
Abb. 6-38:	<i>Beziehung zwischen dem Atmungsquotienten und austauschbaren Schwermetallen im September 1991 mit aktuellem Wassergehalt</i>	175
Abb. 6-39:	<i>Tiefenfunktion der Mineralstickstoff-Anfangskonzentrationen (N_{min}, NH-N, NO-N) und der Netto-N-Mineralisation (netto-N_{min}, netto-NH-N, netto- NO-N) der Moder-Buchenwald-Profile für März 1997</i>	183
Abb. 6-40:	<i>Netto-Nitratstickstoff-Konzentrationen und -Vorräte, Nitratstickstoff-Anfangsgehalte im Aeh-Horizont einer podosoligen Parabraunerde der Schlagflur (1991-92)</i>	186
Abb. 6-41:	<i>Bodenzustand und Stabilitätsphasen im Untersuchungsgebiet</i>	190
Abb. 6-42:	<i>Zusammenhang zwischen den austauschbaren Ca + Mg-Vorräten und der Profilmächtigkeit</i>	192
Abb. 6-43:	<i>Anreicherungsfaktoren (AF) verschiedener Bilanzfallstudien</i>	193
Abb. 6-44:	<i>Längenwachstum der Wipfeltriebe der Buchen im Kalk- und Moder-Buchenwald von 1961-1998 und Bodentypen, Bodenzustand sowie Pufferbereich im Ober- und Unterboden</i>	195
Abb. 6-45:	<i>Tiefenfunktion austauschbaren Kaliums und NH_4^+/K^+-Verhältnisse im Sickerwasser der Standorttypen</i>	200
Abb. 7-1:	<i>Entwicklung der Standorttypen</i>	206

Symbole

Abkürzungen:

-	fehlender Werte in der Berechnung oder nicht bestimmt
()	Horizont nicht durchgehend vorhanden
0,0 oder n.n.	nicht nachweisbar
AC _{(pot)dep}	Gesamtmenge potentiell versauernd wirkender Einträge
Ake	effektive Kationenaustauschkapazität (Summe der Kationen)
AKe-r	effektive Kationenaustauschkapazität (Rücktausch)
Akp	potentielle Kationenaustauschkapazität
Al/Fe-Pb.	Aluminium/Eisen-Pufferbereich
Al-Pb.	Aluminium-Pufferbereich
A _N	Assimilation von Stickstoff
Aust.-Pb.	Austauscher-Pufferbereich
BN	Bestandesniederschlag
BNK	Basenneutralisationskapazität
BS	Basensättigung in [%]
GD	Gesamtdeposition
Carb.-Pb.	Carbonat-Pufferbereich
CL	Critical Load
CL _(ACpot)	CL für potentielle Säureeinträge
CL _{nut(N)}	CL für Stickstoffeinträge
ES	Erdalkalisättigung in Prozent
EX-CL _(ACpot)	Überschreitung der CL für potentielle Säureeinträge
FN	Freilandniederschlag
FW	Feinwurzeln (< 2mm)·dm ⁻² , Durchwurzelungsintensität
G	gestreckt
GWO	Grundwasseroberfläche
H	Hang
HM	mittlere Horizontmächtigkeit in Zentimeter
I	Inerception
ID	Interceptionsdeposition
KDD	Kronendachdifferenz
LD	Lagerungsdichte in g·cm ⁻³
ND	Niederschlagsdeposition
k.a.	keine Angaben
KR	Kronentraufe
Kru	Krümelfefüge
KS, F	ebener, schwach gewölbter Kulminationsbereich
Pol	Polyedergefüge
Q	Quellen-/Senkenterm
rw	Regenwurmlosung in der organischen Auflage
Si.-Pb.	Silikat-Pufferbereich
SNK	Säureneutralisationskapazität
SS	Säuresättigung in [%]
ST	Stammabfluß
Sub	Subpolyedergefüge
Sub.pol	Subpolyeder-Polyeder-Mischgefüge
Tiefe	mittlere Horizonttiefe in Zentimeter
TRD	Trockenraum- bzw. Lagerungsdichte der Humusauflagen in g·cm ⁻³

Fortsetzung:

TRM	Trockenraummasse in $t \cdot ha^{-1}$
V	konkav
X	konvex
X_M^L	Metallkationen im Sickerwasser (M=Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, H, Zn)
X_M^S	austauschbar gebundene Metallkationen (M=Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, H, Pb, Zn, Cd)

Maßeinheiten:

μg	Mikrogramm ($10^{-6}g$)
mg	Milligramm ($10^{-3}g$)
ml	Millimeter ($10^{-3}l$)
cmol	Centimol ($10^{-2} mol$)
cmol _c	Centimol ($10^{-2} mol$)/Ionenladung (IÄ: Ionenäquivalente,)
meq	Milliäquivalent, $10 meq \cdot kg^{-1} = 1 cmol_c \cdot kg^{-1}$, (IÄ: Ionenäquivalente)
a	Jahr
d	Tag
Gew.-%	Gewichtsprozent

1 Einleitung

Böden spielen in Waldökosystemen eine herausragende Rolle. Entwicklung, Zustand und Belastung der derselben sind ausschlaggebend für den Stabilitätszustand und die Produktivität von Wäldern. Wälder dienen dem Menschen als Naturholz- und Energielieferant. Sie sind weiterhin für die Lieferung einwandfreien Trinkwassers, die Luftreinhaltung, den Hochwasser- und Lawinenschutz und den Naturschutz von besonderer Bedeutung. Die Beeinträchtigung der Wälder und damit auch der Böden durch den wirtschaftenden Menschen (Biomasseentnahme, Rodung, etc.) reicht mehr als 5000 Jahre zurück und hat in verschiedenen Phasen der Kulturen bis zur vollständigen Zerstörung durch Übernutzung der Ressourcen geführt.

Die Diskussion um die „Neuartigen Waldschäden“ hat seit Ende der 70er Jahre die Öffentlichkeit für dieses Thema sensibilisiert. Mit wechselndem Interesse wird der Zustand des Waldes seit dieser Zeit beobachtet, vorgelegte Forschungsergebnisse kontrovers diskutiert, widerlegt oder neuer Forschungsbedarf angemeldet. Insbesondere die Waldschadenserhebung wurde kritisiert, gleichzeitig aber neuere und aussagekräftigere Methoden aus Kontinuitätsgründen nicht angewendet. Die in den 80er Jahren erarbeiteten Ergebnisse zum „Waldsterben“ behielten im wesentlichen ihre Gültigkeit (Bodenversauerungs-, Streßhypothesen, u.a.).

Es setzte sich die Erkenntnis durch, daß die Ursachen, die zum Waldsterben führen, komplexer sind und nur im Rahmen interdisziplinärer Ökosystemforschung aufgedeckt werden können. Mit diesem Forschungsansatz wären dann auch die Größenordnungen anthropogener Eingriffe in Waldökosysteme besser abschätzbar. In diesem Zusammenhang erfolgte die Verschneidung u.a. von funktionalen Systemzusammenhängen, von Stoffflüssen und dem Bodenzustand. Diese „ganzheitliche Betrachtungsweise“ ist notwendig, da man Waldschäden erst dann in ihrem vollen Umfang begreift, wenn man sie als Schäden am Ökosystem verstehen lernt.

Die Wirkung der Luftschadstoffe beschränkt sich nicht nur auf die oberirdischen Pflanzenorgane, sondern führt über lange Zeiträume auch zu einer Veränderung der Böden, die bereits durch die Waldnutzung in historischer Vergangenheit in Form von Biomasseverlusten und Stoffeinträgen beeinflusst wurden. Insbesondere der rezente Eintrag von Säuren und Säurebildnern überfordert die Belastbarkeit dieses Ökosystemkompartiments und führt zu seiner Versauerung.

Da sich die Schäden im Ökosystem in der oberirdischen Phytomasse erst dann bemerkbar machen, wenn Säuren im Boden nicht mehr abgepuffert werden, blieb der tatsächliche Zustand der Ökosysteme lange Zeit verborgen. Mittlerweile ist allgemein anerkannt, daß über die Atmosphäre eingetragene Schadstoffe im Wurzelraum in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen und Mengen freigesetzt und angereichert wurden. Über Input-Output-Bilanzen wurden in zahlreichen Bilanzfallstudien die Auswirkungen anthropogener Depositionen verdeutlicht und Funktionszusammenhänge aufgeklärt.

Solche Veränderungen des Waldökosystems vermindern nicht nur die Vitalität der Waldbäume, sondern führen auch zu schwerwiegenden Veränderungen des Bodenzustandes und damit seiner zahlreichen ökologisch sowie auch ökonomisch bedeutsamen Funktionen. Der Boden verliert im Zuge der Bodenversauerung durch den „Säuren Regen“ und Stickstoffeinträge seine Filter- und Pufferfunktionen, so daß eingetragene Schadstoffe an die Hydrosphäre weitergegeben werden. Dies führt zu einer Bedrohung der Qualität von Oberflächen- und Grundwässern, insbesondere durch Nitrat.

Des weiteren ist die Regenerationsfähigkeit des Ökosystems von der Fähigkeit des Bodens abhängig, einmal ausgewaschene Nährstoff- und Pufferkontingente durch Silikatverwitterung wieder aufzufüllen. In vielen Regionen mit silikatischem Ausgangsgestein, geringer Pufferkapazität und bereits weit in die Tiefe vorgedrungenen Versauerungsfronten kann ein „Zurückschwingen“ der Ökosysteme in den ursprünglichen Zustand nicht mehr erfolgen.

Wie aber verhält es sich bei solchen Wäldern, die auf Carbonatgestein mit Lößüberdeckung stocken? Das ist die zentrale Fragestellung der vorliegenden Arbeit. Es wird ein Buchenwald-

Ökosystem vorgestellt, das durch Veränderungen im Stoffhaushalt geschädigt, im Vitalitätszustand geschwächt und dadurch von Sturmzyklonen in Teilen geworfen wurde. Die zur Aufdeckung von Stoffflüssen und Zustandsparametern notwendigen Zeiträume kontinuierlicher Messungen konnten durch ein „Zeitfenster“ ersetzt werden. Auf Flächen gleicher Standortvoraussetzungen wurden verschiedene Reifungsgrade eines Buchenwald-Ökosystems, untersucht, also Bestände, die sich in ihrer intercipienten Oberfläche, der daraus resultierenden Stoffaufnahme aus der Atmosphäre und dem Ausmaß von Entkopplungsvorgängen bei der Ionenaufnahme im Boden unterscheiden. Dabei handelt es sich um frisch von Sturmzyklonen geworfene Buchenwaldbestände, die mit Vegetation der Schlagfluren bestanden sind, bereits in den 80er Jahren geworfenen Flächen, die von mit Buchen-Vorwaldstadien besetzt sind und um Buchenaltwaldbestände, die zum einen auf gut basenversorgten zum anderen auf stark versauerten Böden stehen. Aus diesen Standorten wurden vier Ökosystem-Entwicklungsphasen, nämlich Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald, ausgeschieden. Die Altwaldbestände, als gleiche Entwicklungsstufe, konnten direkt verglichen, die unterschiedlichen Reifungsgrade auf Schwemmlöß als Zeitreihe interpretiert werden.

2 Untersuchungsansatz, Zielsetzung und Versuchsdesign

Im Mittelpunkt der Untersuchung stehen die Stabilitätsbedingungen eines Waldökosystems im Tal des Strunder Baches (Bergisches Land). Diese sind abhängig von der Fähigkeit des Systems, im Kontext mit den Standortfaktoren, dessen Selbstregulation zu gewährleisten.

Die die Selbstregulation von Waldökosystemen steuernden Prozesse wirken in Zeiträumen von $10^1 - 10^3$ Jahren (ULRICH 1989a u. c). In solchen Zeiträumen ändern sich sowohl externe Standortparameter (z.B. Stoffinput, Klima, bodenphysikalische Kenngrößen, etc.) als auch systeminterne Elemente und die sie verknüpfenden Strukturen. Eine Übertragung gewonnener Ergebnisse in die Zukunft ist oft nicht möglich, da die Komplexität und die großen Zeitspannen selbstregulatorischer Prozesse von Waldökosystemen die direkte Beobachtung und Quantifizierung derselben auf Ökosystemebene verhindern.

Um diesem Problem entgegenzuwirken und Erkenntnisse über die Stabilitätsbedingungen innerhalb kürzerer Zeiträume zu gewinnen, wurden die langfristig ablaufenden Veränderungen in der Struktur und Funktion von Waldökosystemen und deren Vergleiche in ihren Grundzügen auf Standorten unterschiedlichen "Reifungsgrades" innerhalb einer Sukzessionsreihe durchgeführt. Diese Vorgehensweise hat den Vorteil, daß sie verwertbare Ergebnisse innerhalb kürzerer Zeiträume hervorbringt. Dabei bestimmt der Boden als "Reaktionsgefäß", nach Art und Verlauf der Entkopplungen im Ionenkreislauf, instationäre Zustände und Entwicklungstendenzen in Ökosystemen (BEESE 1986; BREDEMEIER 1987; CASSENS-SASSE 1987; MEIWES et al. 1984a; ULRICH 1981a u. d, 1985, 1989a u. c, 1993; VEERHOFF 1992). Voraussetzung dafür ist die Vergleichbarkeit der systemexternen Standortparameter zwischen den Untersuchungsobjekten. Diese Voraussetzung ist in der Regel nicht gegeben.

Zwei Auswege bieten sich an:

Einmal müssten umfangreiche organisatorische und administrative Anstrengungen zur Schaffung solcher Flächen unternommen werden. Die "Anlage" von Untersuchungsobjekten unterschiedlicher Sukzessionsstadien auf Flächen gleicher externer Standortvoraussetzungen ist aber, wie die langjährigen Meßreihen z. B. im Solling-Projekt (ELLENBERG et al. 1986) zeigen, nur in größeren Zeiträumen zu realisieren, da erst Jahre oder Jahrzehnte vergehen müssen, bis sich die geeigneten Strukturen, also unterschiedliche Reifungsgrade innerhalb einer Sukzessionsreihe, eingestellt haben.

Deshalb wurde der zweite Weg beschritten, d.h. es wurde ein geeignetes Untersuchungsobjekt ausgewählt. Es handelt sich um ein Buchenwald-Ökosystem in der Bergisch Gladbacher Kalk-

mulde, dessen Baumbestand durch Sturmzyklonen zu unterschiedlichen Zeiten partiell geworfen wurde. Dort sind die oben beschriebenen Anforderungen, d.h. gleiche externe Standortfaktoren und Flächen unterschiedlichen Reifungsgrades, näherungsweise realisiert. Zudem wird seit 1984 die Vegetationsentwicklung auf diesen Flächen aufgenommen und seit 1991 der Bodenzustand diskontinuierlich untersucht, so daß auf einen bereits vorliegenden Datenbestand zurückgegriffen werden kann.

Bei der Planung von Langzeitmessungen können Untersuchungsparameter und -abläufe genau definiert werden. In der vorliegende Untersuchung konnte eine Planung nur für den Meßaufbau und die -abläufe durchgeführt werden. Die Untersuchungsflächen sowie die Zeitachse, also der Reifungsgrad der Untersuchungsobjekte, der sich nach den Windwürfen von 1984 und 1990 in unterschiedlicher Weise eingestellt hat, waren vorgegeben. Eine Extrapolation der Ergebnisse in die Zukunft ist deshalb nur bedingt möglich und kann nur zur groben Orientierung dienen. Gleichwohl stellt dieses Vorgehen aber eine in der Forstpraxis durchführbare Methode dar, um die Gefährdung von Waldökosystemen durch anthropogene Beeinflussung und deren Stabilitätsbedingungen abschätzen sowie geeignete Gegenmaßnahmen treffen zu können.

Die Beurteilung des Stabilitätszustandes soll im wesentlichen mittels sogenannter Kapazitätsgrößen erfolgen. Dabei handelt es sich um Kenngrößen des Bodenzustandes wie Elementvorräte, Humusform und -qualität, Stickstoffvorräte, Säure-Basenstatus, Kationenaustauschkapazität bzw. der Zustand des Austauscherkörpers und die dadurch bedingte Verfügbarkeit von Kationensäuren und -basen. Diese Parameter unterliegen relativ geringen zeitlichen Schwankungen. Sie verändern sich erst dann merklich, wenn bestimmte Zustände über eine ausreichende Zeitspanne Einfluß nehmen. Die Daten sollen einen Überblick über den jeweiligen Bodenzustand geben und dienen als Bewertungskriterien zur Beurteilung des Stabilitätszustandes des Waldökosystems bzw. des Zustandes der durch Sturmzyklonen geworfenen Buchenbestände.

Neben diesen Kapazitätsgrößen ist für den Zeitraum eines Jahres von Juli 1996 bis Juni 1997 der Stoffinput über die Atmosphäre sowie die Sickerwasserchemie der Bodenlösung ermittelt worden. Solche saisonal variablen und sensiblen Größen sollen in der vorliegenden Untersuchung in Ansätzen eine Extrapolation einer möglichen Entwicklung des Bodenzustandes und letztendlich des Waldökosystems unterstützen.

Zur genaueren Quantifizierung von Stoffflüssen müssen dagegen Daueruntersuchungsflächen eingerichtet werden, auf denen nach Möglichkeit über Dekaden der Stoffinput, die Umsetzungen im Kronenraum und im Boden, sowie der Output an Stoffen gemessen und daraus Stoffbilanzen errechnet werden (ULRICH et al. 1979a, ELLENBERG et al. 1986, BREDEMEIER 1987, MATZNER 1988). Die Ergebnisse aus den Teilkompartimenten Atmosphäre, Kronenraum und Bodensickerwasser können im Rahmen dieser Untersuchung nur unterstützenden Charakter haben und nur zusammen mit den Kapazitätsgrößen der gemessenen Bodenparameter Aussagen über die Stabilitätsbedingungen zulassen. Um die in dieser Arbeit getroffenen Aussagen hinsichtlich der Systemstabilität zu sichern, sind kontinuierliche Messungen über mehrere Jahre, besser über Jahrzehnte notwendig. Da ein nach Möglichkeit alle Ökosystemkompartimente umfassender Versuchsaufbau und dessen Realisierung nur interdisziplinär und nur anhand weniger ausgewählter Untersuchungsgebiete durchführbar ist, kann die vorliegende Arbeit nur Teilaspekte der komplexen materiellen und funktionellen Kopplungen im Ökosystem analysieren und interpretieren, ist aber unter Gesichtspunkten der Versuchsökonomie für die Praxis durchaus von Bedeutung.

In den zahlreichen Projekten zur Ökosystemforschung (ELLENBERG et al. 1986, ULRICH 1985 und 1989a, b, und c) sind Unterschiede innerhalb solcher Laubwaldökosysteme mit gleichen Standortvoraussetzungen bezüglich des Ausgangssubstrates der Bodenbildung nicht beschrieben worden, jedoch ist die Abgrenzung von Standorttypengruppen mit Laub- bzw. Nadelholzdominanz gelungen. RASTIN & ULRICH (1985) kommen zu keiner befriedigenden Differenzierung zwischen Standorttypen mit Laubwaldbedeckung. Zwar sind Unterschiede zwischen Standorttypen mit verschiedenen Ausgangsgesteinen (Kalk und Löß) zu erwarten, doch interessanter ist die

Ausgliederung von Standorttypen auf gleichem Ausgangssubstrat mit unterschiedlichem Reifungsgrad und differenzierter Bodendynamik. Anliegen dieser Arbeit ist es u. a., Ursachen für die doch sehr unterschiedlichen Widerstände der Standorttypen bezüglich einer mechanischen Belastung durch Stürme herauszufinden. Als zentrale Hypothese wird als Ursache der unterschiedliche Bodenzustand der Standorttypen und die Rückkopplung auf Durchwurzelungsintensität und Windwurfanfälligkeit bei herabgesetzter Durchwurzelung gesehen.

3 Untersuchungsgebiet

3.1 Naturräumliche Zuordnung

Das Untersuchungsgebiet liegt im westlichen Teil der Bergisch Gladbach-Paffrather Kalkmulde. Diese ist als ein Teilbereich der naturräumlichen Einheit des Bergisch-Sauerländischen Gebirges (Bergisches Land) ein Bestandteil des rechtsrheinischen Schiefergebirges. Das Bergische Land wird nach Norden durch das Ruhrgebiet, nach Osten durch das Sauerland und im Süden durch das Siegtal zum Westerwald hin begrenzt. Im Westen bildet die Niederrheinische Bucht die Grenze. Innerhalb des Bergisch-Sauerländischen Gebirges ist die Paffrather Kalkmulde den Südbergischen Hochflächen zugehörig und leitet nach Westen zu den Paffrath-Altenrather Heideterrassen über (MEYEN & SCHMITTHÜSEN 1962, HERMES & MÜLLER-MINY 1974, Landschaftsverband Rheinland 1981, *Abb. 3-1*).

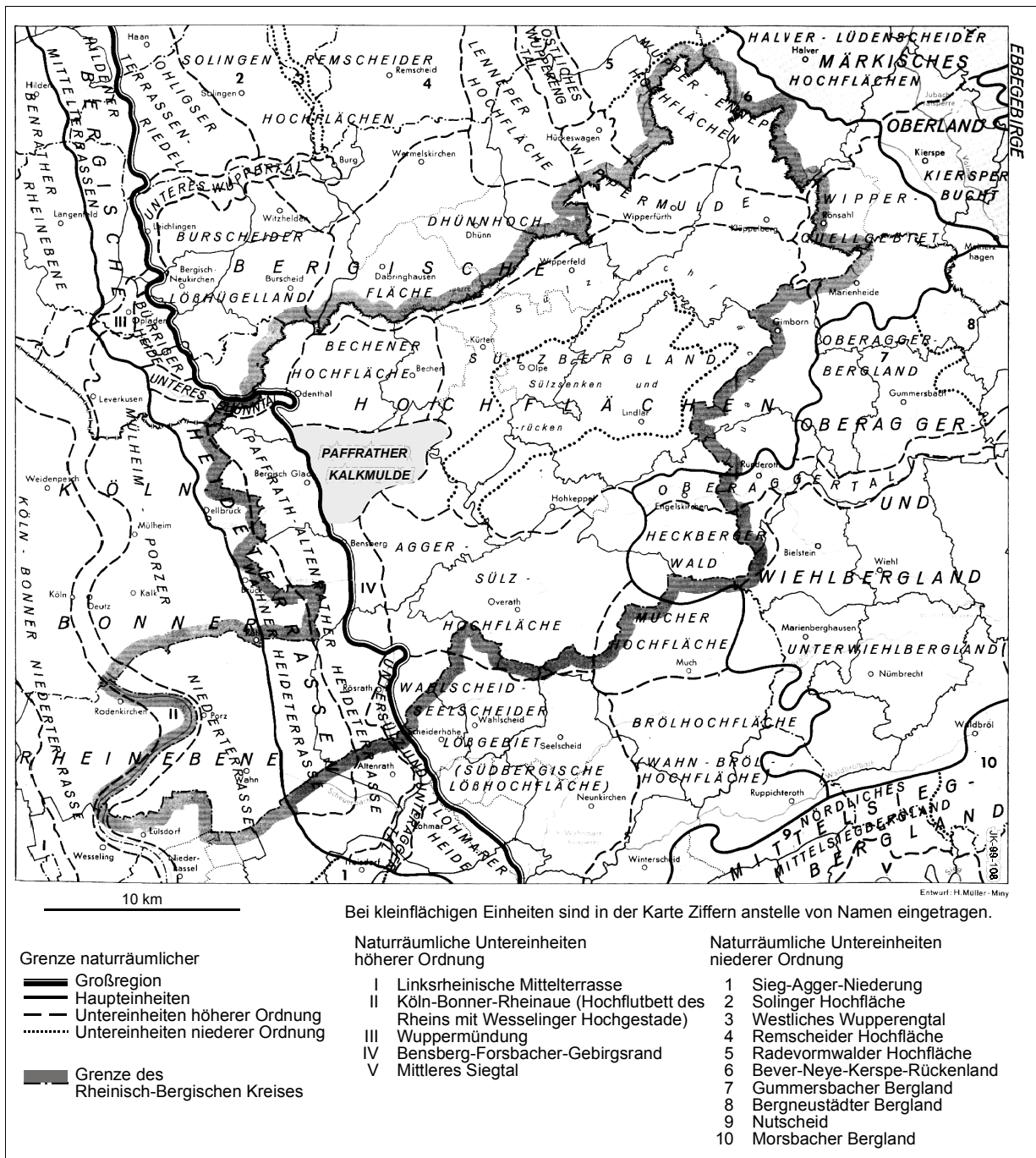
3.2 Klima

Die klimatischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet sind durch seine Lage in der zyklonalen Westwinddrift gekennzeichnet. Es treten daher relativ hohe Niederschlagsmengen und ein im Jahresverlauf verhältnismäßig ausgeglichener Temperaturverlauf auf (WEISCHET 1995). Der Anstieg des Reliefs von der Kölner Bucht zu den Bergischen Hochflächen zwingt die überwiegend aus Westen einströmenden Luftmassen zum Aufstieg und Abregnen. Dies hat zur Folge, daß die Jahresniederschlagsmengen von Köln (696 mm) über Bergisch Gladbach-Refrath (870 mm) bis Kürten (1194 mm) mit der Höhenlage rasch zunehmen. Die Jahresmitteltemperatur sinkt dabei von 10°C in der Kölner Bucht auf 7,9°C im Oberland des Bergisch-Sauerländischen Gebirges (HERMES & MÜLLER-MINY 1974).

Zur Beschreibung der klimatischen Situation im Untersuchungsgebiet sind in *Tab. 3-1* die an der Station Neunkirchen-Seelscheid-Krawinkel ermittelten vieljährigen Monatsmittel der Lufttemperatur, der Niederschlagshöhen und der Zahl der Tage mit Schneedecke der Jahre 1961-1995 sowie die jeweiligen Monatsmittel für die Jahre 1996 und 1997 wiedergegeben. Zusätzlich sind die an der Station Bergisch Gladbach-Refrath gemessenen vieljährigen Monatsmittel der Niederschlagshöhen der Jahre 1961 - 1995 und die jeweiligen Monatsmittel der Niederschlagshöhen für die Jahre 1996 und 1997 angegeben.

3 Untersuchungsgebiet

Abb. 3-1: Die naturräumliche Gliederung des Rheinisch-Bergischen Kreises und Lage der Bergisch Gladbacher Kalkmulde



Quelle: MÜLLER-MINY 1974, verändert

Die vieljährigen Monatsmittel der Lufttemperatur weisen den Januar als kältesten und den Juli als wärmsten Monat aus. Die Jahre 1996 und 1997 weichen allerdings leicht von diesem langjährigen Trend ab. 1996 war der kälteste Monat der Dezember und der wärmste der August. In 1997 erwies sich ebenfalls der August als wärmster Monat. Auffällig ist die im Vergleich mit dem langjährigen Mittel ungewöhnlich starke Frostperiode mit Monatsmitteln der Lufttemperatur unter dem Gefrierpunkt im Dezember 1996 und Januar 1997 (Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Klimadaten der Stationen Neunkirchen-Seelscheid-Krawinkel und Bergisch Gladbach-Refrath

	Zeitraum	Ort	Monat											
			J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Lufttemperatur [°C]	1961-1995	NS	2,1	2,4	5,2	8,8	13,1	15,6	18,3	17,0	13,4	9,6	5,4	2,7
	1996	NS	-0,2	0,1	2,9	9,6	11,0	15,7	16,0	16,6	11,4	9,8	4,9	-0,7
	1997	NS	-1,1	5,7	7,6	7,2	12,8	15,7	17,2	20,1	13,7	8,5	5,3	3,8
Zahl der Tage mit Schneedecke	1961-1995	NS	10,1	6,5	6,0	0,9	-	-	-	-	-	-	2,9	5,5
	1996	NS	6	16	1	-	-	-	-	-	-	-	2	5
	1997	NS	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Niederschlagshöhe [mm]	1961-1995	NS	107	62	84	71	86	83	108	65	93	81	87	107
		BG	93	54	70	60	80	81	90	67	84	73	71	92
	1996	NS	9	66	33	8	82	74	112	132	58	125	89	52
		BG	16	57	31	19	87	46	84	137	42	112	114	58
	1997	NS	11	116	63	86	115	132	67	45	30	92	49	98
		BG	6	83	36	71	91	157	57	38	27	62	53	100

BG = Bergisch Gladbach-Refrath, NS = Neunkirchen-Seelscheid-Krawinkel
Quelle: DWD (1998)

Die langjährigen Mittel der Niederschläge zeigen die für den Übergangsraum von der Kölner Bucht zum Rheinischen Schiefergebirge typische Verteilung mit Maxima im Juli und November/Dezember (HERMES & MÜLLER-MINY 1974). Auch bei der Niederschlagsverteilung sind für den Untersuchungszeitraum (Juni 1996 bis Juni 1997) Abweichungen vom langjährigen Mittel vor allem hinsichtlich der durchschnittlichen monatlichen Niederschlagsmengen festzustellen. So lag die monatliche Niederschlagsmenge besonders im August 1996 über dem langjährigen Mittel, während sie im September 1996 deutlich darunter blieb. Auch die Monate Dezember 1996 und Januar 1997 zeichneten sich nicht nur durch die ausgeprägte Kälte, sondern auch durch eine ungewöhnliche Trockenheit aus.

Der Erläuterung der mittleren Klimadaten muß hinzugefügt werden, daß die klimatischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet durch die südliche Exposition des Hanges beeinflußt sind. Das heißt mikroklimatische Unterschiede, die überwiegend aus dem Zusammenwirken von erhöhtem Strahlungsinput und räumlich variierender Kronendichte der Vegetation resultieren, können zu Abweichungen von den mittleren Klimadaten, insbesondere auf Kahlschlägen (GEIGER 1961), führen.

3.3 Geologische Einordnung

Das Rheinische Schiefergebirge wird hauptsächlich durch Ton-, Schluff- und Sandsteine aufgebaut. Dieses Material ist vom paläozoischen Old-Red-Kontinent abgetragen und in die variszische Geosynklinale (frühes Kambrium bis Unterperm) des Rheinischen Schiefergebirges sedimentiert worden (GRABERT 1980, NICKE 1983). An der Grenze des Unterdevons zum Mitteldevon differenzierten sich verschiedene Sedimentationsräume aus (GRABERT 1980, HENNINGSEN & KATZUNG 1992), und es kam zur Bildung erster Korallenriffe (BRUNOTTE et al. 1994). In jenen Sedimentationsgebieten des Old-Red-Kontinents konnten sich in Riffarealen und ähnlichen Flachwasserzonen kalk- und fossilienreiche marine Ablagerungen absetzen.

An der Wende vom Unterkarbon zum Oberkarbon setzte die variszische Gebirgsbildung ein. Die Meeresablagerungen wurden tektonisch zusammengeschoben, verfaltet, verstellt und teilweise verschiefert (HENNINGSEN & KATZUNG 1992, BRUNOTTE et al. 1994), die rheinische Geosynklinale wurde Festland (GRABERT 1980) und folglich Abtragungsgebiet, das Rheinische Schiefergebirge entstand.

Im gesamten Mesozoikum erfaßten Transgressionen nur Randbereiche des heutigen Rheinischen Schiefergebirges. Erst das oberoligozäne Meer erreichte wieder den Bereich der Bergisch Gladbacher Kalkmulde. Entsprechende tertiäre Sedimente finden sich am Bergischen Höhenrand, als Lockermaterial in der Wahner Heide (JUX 1982, NICKE 1983), sowie in den Dolinen und Schloten des dolomitischen Kalksteins der Paffrather Kalkmulde als Meeressande (JUX & STRAUCH 1967), Quarzschotter, Sande und Tone (JUX 1997). Im Jungtertiär setzte eine weitere Hebung des Faltenrumpfs ein, während sich das Niederrheinische Einbruchgebiet weiter absenkte.

Im Quartär hob sich der „Rheinische Schild“ langsam bis zu seiner heutigen Höhenlage (HERMES & MÜLLER-MINY 1974). Heute überlagern Lockersedimente quartären Ursprungs in verschiedenen Mächtigkeiten das devonische Grundgebirge des Rheinischen Schiefergebirges. Sie liegen als Flußablagerungen in Form von Terrassen und Auesedimenten, als äolische Sedimente in Form von Flugsand, Sandlöß oder Löß und als solifluidal verlagerte Lößlehme, Fließerden und Kolluvien vor (SCHNEIDER 1982).

Die Bergisch Gladbach-Paffrather Kalkmulde

Die Bergisch Gladbach-Paffrather Kalkmulde erstreckt sich zwischen Bergisch Gladbach-Hand im Westen und Bergisch Gladbach-Miebach im Osten. Die Mulde erreicht eine Länge von 12 km, eine maximale Breite von 7 km und bildet die Form eines sich nach Osten verengenden Dreiecks (**Abb. 3-2**). Im Westen taucht die von Nordosten nach Südwesten verlaufende Muldenachse unter tertiäre Ablagerungen und pleistozäne Schotter ab. Im Süden der Mulde bildet die Bergische Überschiebung die Grenze zum Unterdevon (HERMES & MÜLLER-MINY 1974, BRUNOTTE et al. 1994). Hier sind harte Sandsteine und Schieferfolgen des Unterdevons (Bensberger Sattel) über die geologisch jüngeren Schichten des Ober- und Mitteldevons nach Norden versetzt worden (JUX 1997). Nach Norden verbindet sich die Bergisch Gladbach-Paffrather Kalkmulde mit der Lüdenscheider Mulde zu einer Doppelstruktur. Die Paffrather Kalkmulde ist Bestandteil einer sich nach Nordosten fortsetzenden Muldenreihe und bildet mit der Gummersbach-Attendorner Mulde eine Struktureinheit (HERMES & MÜLLER-MINY 1974).

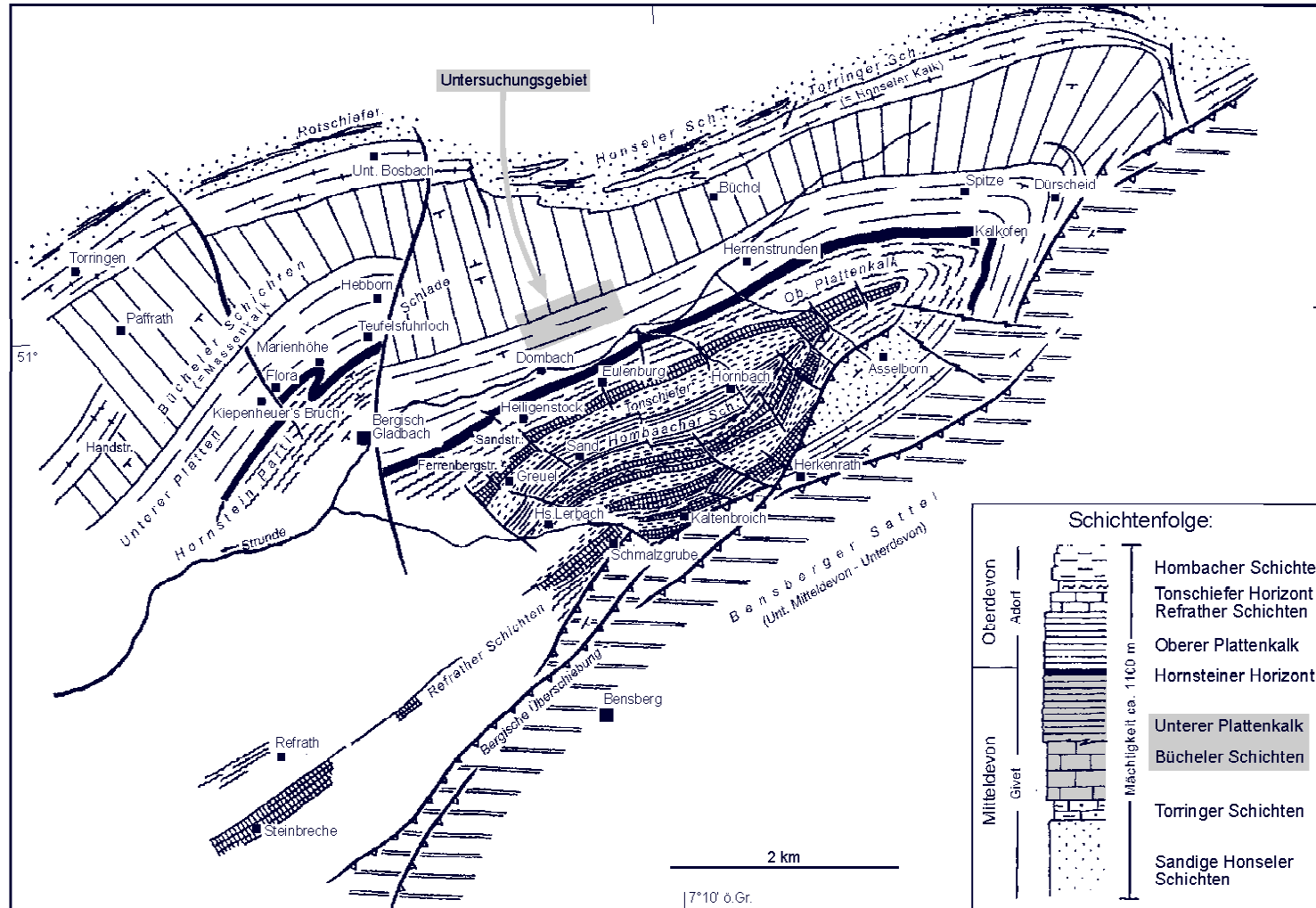
Die anstehenden devonischen Kalke des Muldengebietes wurden teilweise durch das Vordringen des Tertiärmeeres dolomitisiert. Im Kontaktbereich der tertiären Meeressande mit den devonischen Schichten bildeten sich aufgrund erhöhter Magnesiumzufuhr Dolomite aus (JUX & STRAUCH 1967, HERMES & MÜLLER-MINY 1974). Der Prozeß der Dolomitisierung erfolgte aber vermutlich als sogenannte sekundäre Dolomitisierung nach Transgressionen im Oligozän durch das Eindringen von Mg-reichem Meerwasser in die stark verkarsteten Kalkgesteine (s. JUX 1984). Der hohe Schwefelwasserstoffanteil des nicht dolomitisierten Gesteins läßt beim Anschlagen einen charakteristischen Geruch entstehen („Stinkkalk“, JUX 1982).

Die mehr als 1100 m mächtige Schichtenfolge des Ober- und Mitteldevons ist in **Abb. 3-2** dargestellt. Der Untersuchungsraum befindet sich im Bereich des mitteldevonischen Unteren Plattenkalks (JUX 1964), der westliche Abschnitt berührt zum Teil die mitteldevonischen Bücheler Schichten (JUX 1964). Große Teile des Untersuchungsgebietes sind mit Schwemmlöß in unterschiedlicher Mächtigkeit bedeckt (Kap. 3.4).

In den Kalken lassen sich Spuren von Zink und Blei fast überall in der Bergisch Gladbacher Kalkmulde nachweisen (HESEMANN 1978, GRABERT 1980, STADLER 1986). Im Verbreitungsgebiet der Unteren Plattenkalke kamen gewinnbare Erzmengen vor. Diese treten vorwiegend im Zusammenhang mit Karstformen und insbesondere in dolomitisierten Kalkbänken auf. Die Anreicherung der Metalle in kleinen Erznestern erfolgte vermutlich im Zuge der Dolomitisierung und Verwitterung der Kalksteine im Tertiär, weswegen sie häufig in den tonigen Dolinenfüllungen und weniger im unveränderten Kalkstein zu finden sind (JUX & WAGNER o. Jahr).

3 Untersuchungsgebiet

Abb. 3-2: Übersichtskarte der Bergisch Gladbacher Kalkmulde
(aus JUX 1964, verändert; Schichtenabfolge aus JUX 1989, verändert)



3.4 Böden

Das Ausgangsgestein für die Bodenentwicklung bilden die im Arbeitsgebiet ausstreichenden Ablagerungen des mitteldevonischen Unteren Plattenkalks und der Bücheler Schichten (JUX 1964). Der Untere Plattenkalk wirkt jedoch nur an den Hangspornen direkt als Ausgangsgestein für die Bodenentwicklung. An den flacher geneigten Hängen und in Hangmulden ist der Plattenkalk von Decksedimenten jüngerer Ursprungs überlagert, welche mit in die Bodenbildung einbezogen worden sind. Große Flächen weisen unterschiedlich mächtige Lößdecken auf (JUX 1956), welche nur selten autochthon gelagert sind (Plateau-Lagen). Häufiger kommt der Löß „als Schwemmlöß mit unterschiedlichen Anteilen an Kalkstein-Verwitterungsschutt in allochthoner Lagerung an den Hängen vor.“ (WERNER & WALLOSSEK 1993, 439).

Im Untersuchungsgebiet finden sich in erster Linie Braunerden und Parabraunerden. Diese werden von HERMES & MÜLLER-MINY (1974) auf basenhaltigem Untergrund als gut bis mittel basenhaltig und auf unterschiedlich stark entkalktem Löß als mittel bis schwach basenhaltig bezeichnet. Für die Hanglagen des engeren Untersuchungsraumes beschreibt SCHNEIDER (1980) Braunerden und Pseudogley-Braunerden aus Hang- und Hochflächenlehm, welche eine mittlere Sorptionsfähigkeit für Nährstoffe, mittlere Wasserkapazität und Wasserdurchlässigkeit besitzen. Die vorherrschenden Bodentypen der Hochflächen und Plateau-Lagen sind Pseudogley-Braunerden, Braunerden und Parabraunerden aus umgelagertem Lößlehm sowie Hang- und Hochflächenlehm. Diese Böden verfügen über eine hohe Sorptionsfähigkeit für Nährstoffe und eine meist hohe nutzbare Wasserkapazität. Die Wasserdurchlässigkeit der Braunerden und Parabraunerden ist mittelmäßig. Schwache Hang- und Staunässe tritt häufig auf (SCHNEIDER 1980). Kleinflächig bildeten sich auf den Kuppen und in steileren Hanglagen Rendzinen und Braunerde-Rendzinen (MALLMANN 1993) aus devonischem Kalkstein. Im Talgrund sind Gley- und Naßgley-Böden, aber auch Gley-Braunerden aus holozänen Bachablagerungen entstanden (HERMES & MÜLLER-MINY 1974, SCHNEIDER 1980).

Die Pedogenese ist im Untersuchungsraum stark abhängig von der Hangneigung und der räumlichen Verteilung der umgelagerten Decksedimente pleistozänen Ursprungs. Während erstere Komponente hauptsächlich Einfluß auf die Bodenmächtigkeit, die Entwicklungsstufe und die Durchfeuchtung hat, steuert letztere neben der Entwicklungstiefe des Bodens auch dessen chemischen Zustand. Weitere bodenbildende Faktoren wie anstehendes Ausgangsgestein, Vegetationsbedeckung und Klima treten gegenüber dem Einfluß der Hangneigung deutlich zurück. Dadurch kam es an den steileren Hangspornen und -kuppen zur Ausprägung von Rendzinen mit Übergängen zu Braunerde-Rendzinen, an den flacheren Hangabschnitten mit geringerer Erosionstätigkeit haben sich, teils auf Schwemmlöß, Braunerden und Parabraunerden entwickelt (MALLMANN 1993). Die Durchfeuchtung der Böden nimmt entsprechend mit abnehmender Hangneigung zu. Während die Rendzina-Standorte auf den Kuppen und an steileren Hanglagen aufgrund der geringen Entwicklungstiefe und dem verkarsteten Untergrund recht trocken sind, konnten auf den flacheren Hangabschnitten frische bis mäßig feuchte Braunerden und Parabraunerden entstehen. An flach geneigten Standorten und Verebnungen, an denen es zu verzögerter Sickerwasserbewegung oder gar zu zeitweiligem Sickerwasserstau durch Tonanreicherung im Bt-Horizont kommen kann, sind auch Parabraunerden mit Pseudogley-Merkmalen und Pseudogleye zu finden (WERNER & WALLOSSEK 1993).

3.5 Vegetation

3.5.1 Potentielle natürliche Vegetation

Die potentielle natürliche Vegetation des Untersuchungsraumes bildet der Typische Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*) (TRAUTMANN 1973). Diese Bezeichnung ist jedoch in jüngerer Zeit durch die Kennzeichnung als Waldmeister-Buchenwald oder Braunmull-Buchenwald

(*Galio odorati-Fagetum*) abgelöst worden (DIERSCHKE 1985, 1989, ELLENBERG 1996, RUNGE 1988), denn die namensgebende Art *Melica uniflora* fehlt meist im *Melico-Fagetum* und ist auch in anderen Gesellschaften häufig anzutreffen. Die Assoziation *Galio odorati-Fagetum* stockt auf basischen Böden, insbesondere Parabraunerden mit mittlerer Basen- und Nährstoffversorgung (POTT 1995). Diese sind mäßig kalkhaltig und besitzen eine hohe Wasserspeicherkapazität (ELLENBERG 1996). Die Assoziation *Galio odorati-Fagetum* ist dem Unterverband *Galio odorati-Fagenion* (Mull-Buchenwälder) zugehörig. Dieser Unterverband steht in ökologischer Sicht im Zentrum der mitteleuropäischen Buchenwaldgesellschaften zwischen dem Unterverband *Cephalanthero-Fagenion* (Trockenhang-Kalkbuchenwälder) auf überwiegend trockenen Böden hohen Kalkgehalts und dem Unterverband *Luzulo-Fagenion* (Moder-Buchenwälder) auf kalkarmen, weitestgehend entbasten Böden (ELLENBERG 1996). Aufgrund der guten Eignung der Böden des *Galio odorati-Fagetums* für Ackerbau und Weidebetrieb finden sich die heutigen Vorkommen des Braunmull-Buchenwaldes im Bergischen Land ausschließlich in steileren Hanglagen, wo eine landwirtschaftliche Nutzung auch aufgrund der Flachgründigkeit des Bodens nicht rentabel ist. Typisch für das *Galio odorati-Fagetum* ist die Dominanz der Rotbuche (*Fagus sylvatica*). Andere Baumarten wie *Fraxinus excelsior*, *Acer campestre* und *Acer pseudoplatanus* haben am Aufbau der Baumschicht nur geringen Anteil. In der meist nur kümmerlich ausgebildeten Strauchschicht findet man neben *Crataegus spec.* auch *Daphne mezereum*. Die Krautschicht hingegen ist floristisch recht abwechslungsreich. Hier trifft man neben anderen Arten vor allem auf *Anemone nemorosa*, *Arum maculatum*, *Carex sylvatica*, *Galium odoratum*, *Melica uniflora*, *Mercurialis perennis*, *Millium effusum*, *Sanicula europaea*, und *Viola reichenbachiana* (TRAUTMANN 1973, ELLENBERG 1996).

3.5.2 Reale Vegetation und Trennung der Standorttypen

Die reale wie auch die potentiell natürliche Vegetation des Strundetals östlich von Bergisch Gladbach stellt der Perlgras-Buchenwald in typischer oder degradiert Ausbildung (*Melico-Fagetum*) dar (WERNER et al. 1989, WERNER & WALLOSSEK 1993). Wie bereits in Kap. 3.5.1 erwähnt, entspricht die Bezeichnung Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*) (TRAUTMANN 1973) der Bezeichnung Braunmull-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*) (ELLENBERG 1996). KNAPP (1952) beschreibt für die Paffrather Kalkmulde auf steilen Südhängen und Kalk-Kuppen, meist über flachgründigen Rendzinen, typische Kalk-Buchen-Eichen-Hainbuchen-Mischwälder (*Querceto-Carpinetum typicum*), sowie eine Variante des frischen Buchen-Eichen-Hainbuchen-Mischwaldes (*Querceto-Carpinetum athyrietosum*), die sowohl am Hangfuß als auch an den Hängen auftritt.

Diese im Untersuchungsgebiet allerdings gestörten Buchenwälder sind am nördlichen Hang des Strundetals teilweise Windbruch- bzw. Schlagflächen gewichen (vergl. **Abb. 3-4**), so daß das *Galio odorati-Fagetum* in typischer und degradiert Ausbildung im untersuchten Abschnitt des Strundetals nur noch den Westteil und den oberen Hangbereich der südexponierten Talflanke einnimmt. Es beschränkt sich auf die basenreichen, kalkskelettreichen Böden und enthält sowohl Charakterarten der Trockenhang-Buchenwälder (*Cephalanthero-Fagenion*) wie *Vincetoxicum hirundinaria* und *Convallaria majalis* als auch der Mull-Buchenwälder (*Galio-odorati-Fagenion*) wie *Mercurialis perennis*, *Campanula trachelium* und *Daphne mezereum*.

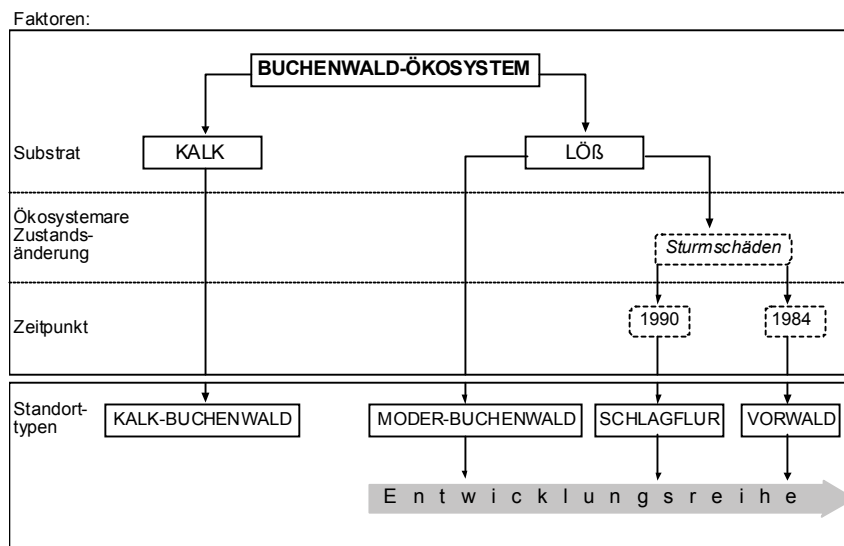
Das engere Untersuchungsgebiet läßt sich aufgrund differenzierter Standortfaktoren (Ausgangsgestein, Böden, Hangneigung) und dem Ergebnis des Einwirkens von Störgrößen auf die Vegetation in verschiedene Standorttypen untergliedern. Die für den Beobachter unmittelbar sichtbaren Auswirkungen solcher Störgrößen sind die durch Sturmzyklonen geworfenen Waldbereiche, die 1984 bzw. 1990 ihren Baumbestand verloren haben.

Bei der Wahl der Ausscheidungskriterien der Standorttypen wurde in einem ersten Schritt zwischen den im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Ausgangssubstraten der Bodenbildung Kalk bzw. Löß unterschieden (**Abb. 3-3**).

Diese haben zur Folge, daß sich die Vegetationszusammensetzung der Feldschicht der Altwaldbestände deutlich unterscheidet, weshalb auch unter diesem Gesichtspunkt eine Trennung zulässig ist. Die breit gefächerten Ausbildungen machen allerdings eindeutige pflanzensoziologische Zuordnungen schwierig. Im folgenden sind diese Restwaldflächen in Anlehnung an den Bodenzustand bzw. das Ausgangssubstrat deshalb als „**Kalk-Buchenwald**“ angesprochen. Die dominierende Baumart ist hier die Rotbuche (*Fagus sylvatica*). Die mächtigeren, unterschiedlich intensiv versauerten Parabraunerden lassen dagegen nur die Bestockung mit Moder-Buchenwäldern (*Luzulo-Fagenion*), im folgenden als „**Moder-Buchenwald**“ bezeichnet, zu. Die charakteristischen Arten dieses Standorttyps stammen sowohl aus dem *Luzulo-Fagetum* mit *Luzula luzuloides* als Charakterart und diversen Säurezeigern (*Avenella flexuosa*, *Melampyrum pratense*, *Carex pilulifera*) bis hin zu extrem versauerten Flächen mit artenärmstem Moder-Buchenwald, z.T. mit hohen Anteilen von *Calluna vulgaris* und *Maianthemum bifolium*. Daneben sind mit hohen Stetigkeiten und variierenden Deckungsgraden in allen Altwald-Flächen Ordnungscharakterarten der *Fagetalia sylvaticae* aber auch Verbandscharakterarten des *Fagenion sylvaticae* und des *Carpinion betuli* anzutreffen (MALLMANN 1993, ELLENBERG 1996a).

In einem weiteren Schritt erfolgte die Differenzierung nach dem Zeitpunkt der Zerstörung bzw. der ökosystemaren Zustandsänderung des Buchenwaldbestandes, die in diesem Fall durch die Sturmzyklonen von 1984 und 1990 ausgelöst wurde (**Abb. 3-3**). Innerhalb der zweiten Gruppe der Standorttypen (Entwicklung auf Löß), die im weiteren als „**Moder-Buchenwald**“ (s.o.), „**Schlagflur**“ und „**Vorwald**“ bezeichnet werden und als Entwicklungsreihe auf gleichem Substrat angesehen werden können, gibt es Unterschiede im bodenchemischen Zustand (Kap. 2), der möglicherweise durch die Bestände selbst z.B. durch unterschiedliche Depositionsraten in seiner Entwicklung beeinflusst wird.

Abb. 3-3: Schema zur Trennung der Standorttypen im Untersuchungsgebiet.



Lage der Standorttypen siehe: **Abb. 3-4**

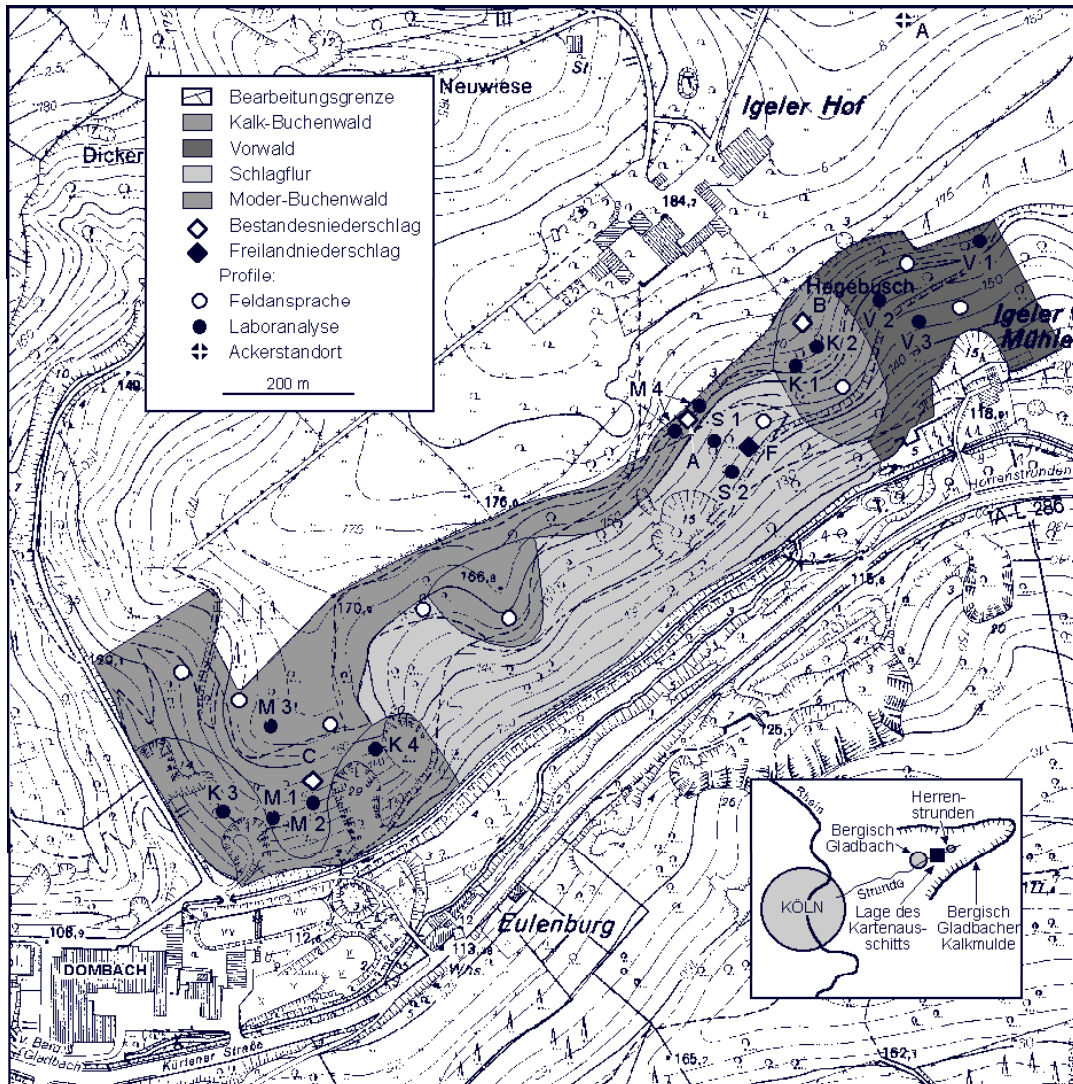
Die Schlagflächen sind hauptsächlich mit Buchen (*Fagus sylvatica*) neu begründet worden. Zu geringen Anteilen wurden auch Hainbuchen (*Carpinus betulus*) beigemischt. Aufgrund des unterschiedlichen Standes der Vegetationsentwicklung auf den Schlagflächen stellt die reale Vegetation hier verschiedene Sukzessionsstadien dar, welche sich vermutlich in Richtung potentiell natürliche Vegetation (*Galio odorati-Fagetum*) entwickeln werden. Die reale Vegetation der im folgenden als „Schlagflur“ bezeichneten Flächen setzt sich aus Pioniergebüschen von schlagbegünstigten Arten sowie *Fagus-Fraxinus*-dominierten Vorwaldstadien zusammen. Auf der „Vorwald“-Fläche überwiegen bereits *Fagus*-dominierte Vorwaldstadien. Hier sind die Waldarten deutlich zahlreicher als die Schlagflur- und schlagbegünstigten Arten (BECKER 1995). An krautigen Waldarten finden sich *Anemone nemorosa*, *Arum maculatum*, *Campanula trachelium*, *Convallaria majalis*, *Galium odoratum*, *Helleborus viridis*, *Lamiaeum galeobdolon*, *Polygonatum multiflorum*, *Sanicula europaea*, *Viola reichenbachiana* und andere. Schlagflur- und schlagbegünstigte Arten werden unter anderem durch *Calamagrostis epigejos*, *Clematis vitalba*, *Eupatorium cannabinum*, *Fragaria vesca*, *Lotus corniculatus*, *Rubus fruticosus* agg. und *Urtica dioica* repräsentiert. Beiden Flächen ist eine hohe Zahl an Pionierbaumarten gemeinsam. *Fraxinus excelsior* konnte sich neben *Sambucus nigra*, *Betula pendula*, *Salix caprea* und *Sarothamnus scoparius* besonders etablieren. Ihre Menge wird aber in regelmäßigen Zeitabständen durch forstliche Pflegemaßnahmen reduziert (BECKER 1995, WERNER et al. 1989).

3.6 Charakterisierung der Meßflächen

Die Lage der Meßflächen ist in **Abb. 3-4** dargestellt. Sie befinden sich an einem SE-exponierten Hang im Zentrum der Bergisch Gladbacher Kalkmulde. Der Moder-Buchenwald hat seinen Schwerpunkt im SW-Teil des Untersuchungsgebietes, zeichnet aber in nordöstlicher Richtung die Hangkante des Steilhanges mit einem in seiner Breite stark variierenden Waldstreifen nach und leitet nach NW zu den landwirtschaftlich genutzten Flächen des Igeler Hofes über. Auf diesen liegt ein Vergleichsprofil, mit A (Ackerstandort) gekennzeichnet, im NO-Teil des Kartenausschnitts zu erkennen, liegt. Der Standorttyp Kalk-Buchenwald ist innerhalb der Bearbeitungsgrenze an drei Positionen zu finden, die sich allesamt an steilen Hangpartien befinden. In den Altwaldbeständen (Kalk- und Moder- Buchenwald) wurde der Meßaufbau zur Ermittlung der oberirdischen Stoffflüsse realisiert. Die zu diesem Zweck aufgebauten Meßeinrichtungen sind innerhalb der Bearbeitungsgrenze mit A, B, und C gekennzeichnet (**Abb. 3-4**). Dahinter verbirgt sich jeweils ein Baum mit Kronentraufmessern (s. Kap. 5.3). Die bearbeiteten Bodenprofile tragen die Bezeichnungen K1 bis K4 für den Kalk-Buchenwald und M1 bis M4 für den Moder-Buchenwald (s. Kap. 5.5).

Den zentralen Teil nimmt die Schlagflur ein. Sie wird am Oberhang durch den Moder-Buchenwald und zusätzlich an den Ost- und Westflanken durch die Flächen des Kalk-Buchenwaldes eingerahmt. Hier befinden sich neben den Entnahmestellen des Probenmaterials der Profile S1 und S2 die Meßstellen zur Ermittlung des Freilandniederschlages (F). Drei weitere Profile, V1 bis V3, befinden sich im NE-Teil der Bearbeitungsgrenze, der als Vorwald bezeichnet wird. Eine kurze Charakterisierung der Meßflächen zur Bestimmung der oberirdischen Stoffflüsse ist in **Tab. 3-2** wiedergegeben. Weitere Einzelheiten werden im Kap. 5.3 beschrieben. Angaben zu den bearbeiteten Profilen sind im Kap. 6.3.2 zu finden.

Abb. 3-4: Lage der Meßstellen



Tab. 3-2: Angaben zu Lage, Standort und Charakteristik der ausgewählten Probenstandorte zur Ermittlung des Freilandniederschlages (F) und des Bestandesniederschlages (A, B, C)

Standort	F	A	B	C
TK 25	4908 Burscheid	4908 Burscheid	4908 Burscheid	5008 Köln-Mülheim
Höhe über NN	143 m	163 m	172 m	148 m
Exposition	SO	SO	SO	SSO
Hangneigung	26°	20°	18°	33°
Stammumfang	--	280 cm	234 cm	197 cm
Alter (ca.)	--	150 Jahre	130 Jahre	130 Jahre
Kronengröße (ca.)	--	188 m ²	229 m ²	106 m ²

4 Forschungsstand und Arbeitshypothesen

4.1 Prozeßkomplexität in Waldökosystemen

Die Komplexität der systemsteuernden Prozesse und Strukturen läßt nur einen begrenzten Einblick in die Funktionsweise von Waldökosystemen zu. Mit zunehmender Komplexität der Raum-Zeit-Strukturen nimmt das zur Verfügung stehende Wissen über Funktion und Zusammenhänge in dem jeweiligen System ab (ULRICH 1989a, c). Physikalisch-chemische Einzelprozesse (z.B. Ursache-Wirkungs-Reaktionen) und Rückkopplungen (Feedback-Reaktionen), die in relativ kurzen Zeiträumen ablaufen, können noch die Beschreibung komplexer räumlicher Strukturen ermöglichen. Dagegen wird die Prognose der Entwicklung solcher Strukturen, bei zunehmender Komplexität der System-Prozesse und gleichzeitig abnehmender Prozeßgeschwindigkeit zwischen diesen (von der Anpassung von Systemen an Parameter-Änderungen bis hin zur Neuentwicklung von Systemelementen und -strukturen) nur schwer zu realisieren sein. Die Prozesse werden bei einer physiologischen oder ökosystemaren Zustandsänderung, wie z. B. der Entwaldung durch Sturmzyklonen, initiiert. Sie betreffen Teilsysteme, z.B. zunächst die oberirdische Biomasse, im folgenden den Boden und evtl. das Grundwasser und klingen ab, nachdem ein prozeßcharakteristischer Zustand erreicht ist (z. B. Aufbau eines neuen Waldes über Sukzessionsstadien mit der Speicherung von Biomasse im Bestand). Durch wiederholte Zustandsänderungen erfolgt die erneute Initiierung solcher Prozesse bis zum Erreichen eines neuen Gleichgewichtes. Diese Zustandsänderungen können durch externe Faktoren ausgelöst werden (Klimaänderungen, anthropogene Eingriffe) oder sind systemintern bedingt (z.B. durch Alterung und Verjüngung von Beständen). Die Prozeßdauer ist dabei entscheidend von der Art der steuernden Faktoren abhängig. So können vorübergehende Stoffeinträge je nach Größenordnung zu kurzfristigen physikalisch-chemischen Einzelprozessen führen, die die Entwicklung des Systems nur wenig beeinflussen, da sie sowohl durch die oberirdische Biomasse als auch durch den Boden ökophysiologisch unschädlich abgepuffert werden können. Aber langfristig einwirkende Depositionen führen zu schwer abschätzbaren und in ihrer Wirkung erst nach langer Einwirkdauer erkennbaren Schädigungen und evtl. zum Zusammenbruch des Waldökosystems mit anschließender Systemerneuerung (ULRICH 1994a,b u. c).

4.2 Stabilität und Elastizität von Waldökosystemen

Zunächst muß geklärt werden, was unter „ökologischer Stabilität“ zu verstehen ist. Betrachtet man die vielfältigen Bestandteile und permanenten dynamischen Prozesse, die zur Gestaltung von Waldökosystemen beitragen, stellt sich die Frage, ob man unter solchen Gesichtspunkten überhaupt von Stabilität sprechen kann bzw. wie man sie definiert. Ökologische Stabilität kann unter vielen Gesichtspunkten betrachtet werden. Sie kann sich z. B. auf die Unveränderlichkeit von Artenzahl, Biomasse, Produktivitätsniveaus u. a. m. beziehen oder aber unter der Konzeption von Stoffbilanzen veranschaulicht werden. Waldökosysteme streben unter diesen Gesichtspunkten eine Balance an, bei der genau soviel organische Masse produziert wird, wie durch Atmung wieder abgebaut wird. Dabei strebt das System eine stoffliche Nullbilanz zwischen Input und Output an, die man als stationären Zustand (steady state, ULRICH 1981a, 1981d, 1993, 94) bezeichnet. Betrachtet man den steady state hinsichtlich der Stoffflüsse, so wäre bei strengem Gleichgewichtszustand der Ionenkreislauf geschlossen, d. h. Teilprozesse der Ionenaufnahme in die Primärproduzenten beim Aufbau der Pflanzensubstanz und Ionenfreisetzung bei der Mineralisierung durch die Zersetzerkette würden sich gegenseitig aufheben (ULRICH 1982b).

Von diesem Idealzustand weichen die Wälder infolge von Versauerungsschüben, Phasen des Biomasseaufbaus, Sukzessionen, Phasen angeregter Zersetzung z.B. nach Entwaldung partiell (räumlich) und befristet (zeitlich) ab, so daß der stationäre Zustand nur eine gedachte Größe sein kann. Ökosysteme schwingen zwischen stationären und instationären Zuständen hin und her und

der steady state gilt hier nur für Teile des Systems, während andere Kompartimente sich mehr oder weniger weit von diesem entfernen können. Auch wenn diese Größe in Ökosystemen nur selten erreicht wird, besteht ihr Wert dennoch und kann als Bezugsbasis für die Amplitude der Abweichungen dienen (ULRICH 1993, 94).

Im folgenden wird „**Stabilität** als die innere Verfassung eines Waldökosystems bezeichnet, das die Fähigkeit besitzt, im Wechselspiel mit den Außeneinflüssen, so zu bleiben wie es ist, und gegen den Druck von Störungen seine innere Verfassung aufrechtzuerhalten, also standzuhalten und in etwa unverändert zu bleiben“ (OTTO 1994, 361).

In den langen Lebenszyklen von Wäldern und der unter historischen Gesichtspunkten betrachteten Waldnutzung sind die Beeinflussungen vielfältig. So macht sich z.B. die Variabilität des Klimas hauptsächlich dadurch bemerkbar, daß in wärmeren Perioden die Mineralisierung stärker gefördert wird als die Ionenaufnahme. Weiterhin kann durch den natürlichen Ausfall von Bäumen, die ihr maximales Lebensalter erreicht haben, eine Entkopplung von Ionenkreisläufen kleinräumig zum Tragen kommen. Die Auswirkung dieser Entkopplung des Ionenkreislaufs hängt wesentlich vom chemischen Bodenzustand, der Basensättigung und von der Pufferfähigkeit der Böden ab. Ist die Basensättigung ausreichend hoch, bewirkt der Mineralisationsschub eine erhöhte Nährsalzkonzentration in der Bodenlösung und der Biomassezuwachs kann ansteigen. Da aber solche Mineralisierungsschübe oft die Ionenaufnahme durch die Primärproduzenten übersteigen, führen sie gleichzeitig zu einer Verlagerung der in der Bodenlösung verbleibenden Stoffe mit dem Sickerwasser aus dem Wurzelraum. Der Boden verarmt an Nährstoffen und Basen. In stark versauerten Böden wirkt sich ein solcher Mineralisationsschub hingegen als Versauerungsschub aus. In der Bodenlösung treten neben Nitrat Protonen und Aluminium auf und es kommt zu Säurestreß, der dazu führen kann, daß die Pflanzen Wurzelschäden erleiden, in der Folge ihre Vitalität abnimmt, sie anfälliger für Trockenschäden, Schädlinge und direkte Effekte von Luftverunreinigungen werden. Der Wald wird geschädigt. Die natürliche Variabilität des Klimas und das Absterben alter Bäume ist somit eine wesentliche Ursache für Nährstoffverluste aus dem Boden mit dem Sickerwasser. Dieser Verlust bedeutet eine zusätzliche Verarmung der Böden an Nährstoffen und eine Versauerung derselben. In diese natürlichen Vorgänge greift der Mensch durch die Nutzung der Biomasse sowie durch Emissionen (Schwefeldioxyde, Stickoxyde) verstärkend ein. Die Biomasseentnahme, mit der dem System Ca-, Mg- und K-Salze schwacher organischer Säuren, also basische Verbindungen, verlorengehen, wirkt ebenso bodenversauernd. Die Nutzung als Waldweide oder die Überführung von Wäldern in Äcker verstärkt oder ermöglicht über die Veränderung des Bodenklimas –z. B. erhöhte Sonneneinstrahlung– die klimatisch gesteuerten Mineralisierungs-(Versauerungs)schübe. Zusätzlich kommt es durch das Fehlen der Primärproduzenten bei der Nutzung als Äcker in der Brachzeit und durch Bestandesauflockerung bei der Waldweidenutzung zu einer Verringerung der Ionenaufnahme mit der Folge der beschleunigten Nährstoff-(Basen)auswaschung (ULRICH 1982b). Die Basenverluste reduzieren die Fähigkeit des Bodens, Versauerungsschübe ökophysiologisch unschädlich abzapfen, und vermindern somit die Elastizität des Systems (ULRICH 1989a u. c, 1994a, b u. c).

Elastizität ist definiert als die „*Fähigkeit eines Waldökosystems, auf die Folgen einer Störung, welche seine innere Verfassung, seine Balance und seine Beziehung zwischen Arten und Funktionen beeinträchtigt haben, so zu reagieren, daß das ursprüngliche, ausbalancierte System wieder erreicht wird*“ (OTTO 1994, 362).

Bezieht man diesen Begriff wieder auf die stoffliche Ebene, so ist das Pendeln eines Ökosystems um den stationären Zustand gleichbedeutend mit dessen Elastizität. Nach Abweichungen vom stationären Zustand ist das elastische Zurückschwingen im stofflichen Bereich abhängig von der Potenz des Bodens, eine Entkopplung von Ionenkreisläufen abzapfen.

4.3 Modelle zur Beurteilung des Stabilitätszustandes von Waldökosystemen

4.3.1 Modelle zur Berechnung von Depositionsraten und Modellierung von Kronenraumprozessen

Ein Weg zur Abschätzung des Stabilitätszustandes von Waldökosystemen bietet die Aufdeckung von Stoffflüssen im Kronenraum. Dabei sind zum einen die Einträge über die Atmosphäre, zum anderen die Umsetzungen im Kronenraum von Bedeutung. Die Belastungsabschätzung kann durch den Vergleich von intern gesteuerten oberirdischen Stoffflüssen (z.B. Streufall, z.T. Leaching, z.T. Ionenaufnahme durch Pflanzen im Kronenraum) mit extern gesteuerten oberirdischen Stoffflüssen (Deposition, allochthon verstärktes Leaching, erhöhte Ionenaufnahme der Pflanzen im Kronenraum) erfaßt werden (ULRICH et al. 1979a u. b., SPRANGER 1992). Dabei wird in Anlehnung an ältere Bewertungskonzepte postuliert, daß ein erheblicher Anteil extern gesteuerter Stoffflüsse zur Destabilisierung von Ökosystemen beiträgt. Diese Annahme findet ihren Niederschlag z.B. in der Entkopplung verschiedener Transformationsprozesse im Boden (ULRICH 1981b u. c, 1985, 1989a u. c). Auch wenn die Größenordnung dieser Beeinflussung nur schwer zu quantifizieren ist, soll die Beziehung zwischen destabilisierenden Stoffflüssen über die Atmosphäre, die Umsetzung im Kronenraum und dem Bodenzustand hergestellt werden.

Zur Beurteilung von Waldökosystemen ist dieser Ansatz - teilweise mit Berücksichtigung sämtlicher wichtiger ökosystemarer Stoffflüsse - schon oft verwendet worden (ELLENBERG et al. 1986, BREDEMEIER 1987). In älteren Arbeiten standen dabei die Beschreibung der Pools, der Flußraten und die Aufdeckung funktioneller Abhängigkeiten im Mittelpunkt. Einige Autoren verwendeten als Hauptindikator für die stofflichen Einwirkungen auf den Stabilitätszustand des Systems die Flüsse von Säureäquivalenten in den Stoffströmen durch die betrachteten Ökosysteme (ULRICH 1985, BREDEMEIER 1987).

4.3.1.1 Erfassung der Deposition im Freiland

Die Sammlung der nassen Deposition, wie sie in vielen Monitoringnetzen durchgeführt wird, ist zwar eine relativ genaue, reproduzierbare und für relativ große Gebiete repräsentative Messung, man muß sich aber darüber im klaren sein, daß diese Meßmethode nur einen Teil der tatsächlich in ein Ökosystem eingetragenen Stoffmenge erfaßt.

Im Rahmen der Waldschadensforschung wurden und werden mit dem Bestandesniederschlag transportierte Stoffmengen im allgemeinen mit Stoffflüssen im Freiland verglichen. Aus diesen Vergleichen können dann die „akzeptorabhängige“ (ULRICH 1982a) Deposition in den Kronenraum und Kronenrauminteraktionen (z.B. Leaching und Blattaufnahme) abgeleitet werden (ULRICH et al. 1979a, VDI 1983, ELLENBERG et al. 1986). Vereinfachend wird bei der Verwendung von ständig offenen (Bulk-) Sammlern davon ausgegangen, daß die Raten der gesamten trockenen Deposition in diese Sammler gegenüber der in Wäldern vernachlässigbar klein ist. Außerdem wird angenommen, daß die Oberflächenbeschaffenheit der AKzeptoroberflächen der Sammelgefäße keinen Einfluß auf die Raten der Deposition grober Partikel hat. Weitere Unsicherheiten entstehen in den erfaßten Stoffflüssen durch die Positionierung der Sammler. Die Messungen werden meistens, auch unter logistischen Gesichtspunkten, auf Waldlichtungen in unmittelbarer Nähe der übrigen Meßanordnung durchgeführt und es wird vorausgesetzt, daß weder die räumliche Lage noch andere Systemeigenschaften (Bewuchs und dessen Rauigkeit, Größe der Waldlichtung und der Möglichkeit der Re-Insertion) einen Einfluß auf die Meßwerte haben. Dieser Abhängigkeit der Meßeinrichtung im Freiland von den genannten Faktoren kann nur mit erheblichem Meßaufwand begegnet werden (z. B. Erfassen der trockenen Deposition auf künstlichen AKzeptoroberflächen, Regionalisierung der Ermittlung der Stoffflüsse im Freiland-

niederschlag zur Feststellung von Repräsentativität). Es versteht sich von selbst, daß solche Untersuchungen nur in interdisziplinärer Zusammenarbeit durchführbar sind und im Rahmen dieser Arbeit – zumal dies nur einen Teilaspekt darstellt - nicht geleistet werden können.

4.3.1.2 Ursachen erhöhter Stoffflüsse in Waldbeständen und die Berechnung der Teilflüsse, Prozesse des Stoffaustausches im Kronendach

Die in Waldökosystemen abwärtsgerichteten pflanzenexternen oberirdischen Stoffflüsse sind in der Regel höher als solche in aquatischen Ökosystemen oder in Beständen mit geringer Biomasse, Höhe, aerodynamischer Rauigkeit oder niedrigen Blattflächenindices. Die Gründe hierfür liegen in der erhöhten trockenen Deposition in Waldbestände und in dem Stoffaustausch zwischen dem Pflanzeninnern und den die Pflanzenoberfläche benetzenden Lösungen. Die meisten Stoffe erfahren eine Anreicherung in den Bestandesniederschlägen (Leaching oder Auswaschung). Reduziert wird der Stofffluß im Kronenraum durch den umgekehrten Vorgang, der Stoffaufnahme durch Pflanzen aus der die Oberfläche benetzenden Lösung. Protonen- und Stickstoffkonzentrationen werden so in den Bestandesniederschlägen verringert. Die Differenz zwischen Pflanzenaufnahme und Leaching wird *als net canopy effect (NCE)* oder Netto-Kronenraum-Effekt bezeichnet, wohingegen die Kronendachdifferenz (*net throughfall, NTF*) zusätzlich die trockene Deposition im Kronenraum berücksichtigt (ULRICH 1982a, PARKER 1983, LINDBERG & JOHNSON 1989, LINDBERG 1992, LOVETT & SCHAEFER 1992).

Die Einträge in den Kronenraum durch die trockene Deposition, die Pflanzenaufnahme und Blattauswaschungsvorgänge lassen sich nur schwer voneinander trennen. Sie sind aber elementar notwendig zur Abschätzung von tatsächlichen Gesamtinputs in Wälder, von deren Wirkungen auf den Stoffhaushalt von Ökosystemen, von Veränderungen in ihrer Struktur und der Funktionen ihrer Komponenten. Zur Verdeutlichung der Problematik werden in Kap. 4.3.1.3 Verfahren zur Berechnung der Teilflüsse diskutiert und das für diese Untersuchung angewendete Modell näher erläutert. Zunächst sollen einige Kronenrauminteraktionen vorgestellt und erläutert werden.

4.3.1.2.1 Trockene Deposition

Die trockene Deposition ist für einen erheblichen Stoffinput in Waldökosysteme von Bedeutung (LINDBERG et al. 1986, PARKER 1983). Dies gilt sowohl für emittentennahe als auch für – ferne Waldbestände. Die Anreicherung von Nähr- und Schadstoffen gegenüber aquatischen und anderen terrestrischen Ökosystemen kann auf drei wesentliche Faktoren zurückgeführt werden:

1. Der Blattflächenindex (*leaf area index, LAI*, = Quotient aus der tatsächlichen und auf den Boden projizierten Fläche) ist in Waldbeständen erheblich höher als z.B. auf gering bewachsenen Graslandökosystemen, bei denen der LAI nur unwesentlich größer als 1 ist. Während des Hochsommers erreichen mitteleuropäische Laubwälder dagegen LAI's um 6. Auf diese wesentlich größere Oberfläche können Gase und Partikel deponiert werden. Zusätzlich können Gase an den Blattunterseiten oder durch die Stomata in Blätter deponiert werden.
2. Waldbestände erzeugen atmosphärische Strömungswiderstände, die im wesentlichen auf die komplexen Strukturen des Kronendaches zurückzuführen sind. Durch die veränderte Strömungsgeschwindigkeit, die im wesentlichen auf der Komprimierung der Strömungslinien und die vertikal weit in die Atmosphäre reichende Beeinflussung durch Turbulenzen beruht, wird die Deposition von Partikeln und Gasen begünstigt. Zwischen der Grenzfläche Bestand-Atmosphäre bestehen die größten Unterschiede in der Windgeschwindigkeit, während zum Bestandesinneren die turbulente Durchmischung geringer ist und Konzentrationen an allochthonen Stoffen nachläßt (LINDBERG & JOHNSON 1989). Dies gilt wegen der Abhängigkeit der Gasdeposition von atmosphärisch-turbulenten Widerständen auch für Gase.
3. Waldrandeffekte: Der unter 2. genannte Rand- bzw. Grenzflächeneffekt wirkt sich ebenfalls in horizontaler Richtung aus. Ein Waldrand stellt für strömende Luftmassen ein Hindernis

dar, da die Stromlinien kontrahiert werden und somit Turbulenzen durch erzwungene Richtungsänderungen auftreten, die zu einer verstärkten Deposition von Partikeln und Gasen am Hindernis führen. Die Abnahme von allochthon transportierten Stoffen hängt wie bei Punkt 2. ebenfalls mit dem Nachlassen der Strömungsgeschwindigkeit in der Waldmitte zusammen. Der Aufbau oder die Struktur des Waldrandes bestimmt dabei maßgeblich die Eindringtiefe von Depositionen (DASCH 1986, HÖRMANN et al. 1996).

Für einige Elemente kann die trockene Deposition von gleicher Größenordnung oder sogar höher sein als die nasse Deposition. LINDBERG et al. (1987) konnten anhand der in den USA ermittelten Kronendach-Austauschfaktoren nachweisen, daß die im Solling nicht direkt gemessene trockene Deposition die gemessene nasse Deposition um den Faktor 1,3 bis 6 überschreitet (LINDBERG et al. 1986, FBW 1989, 418).

4.3.1.2.2 Blattauswaschung

Die Anreicherung von Stoffen in Bestandesniederschlägen – z.B. trockene Deposition von Partikeln - ist nicht nur auf die erhöhte Deposition zurückzuführen, sondern insbesondere Kalium, Mangan und organische Verbindungen reichern sich überwiegend durch die Auswaschung aus Blättern und anderen Pflanzenorganen an (TUCKEY 1970, MECKLENBURG et al. 1966). In geringerem Umfang gilt dies in Waldökosystemen auch für Calcium, Magnesium und andere Elemente (ULRICH 1982a, BREDEMEIER 1987, PARKER 1983). Aus der Pflanze ausgewaschene Stoffe müssen aus dem Wurzelraum in die betroffenen oberirdischen Organe nachgeliefert werden. In Abhängigkeit vom Zustand des Bodens und insbesondere von der Nährstoffzehrung in der Rhizosphäre kann dies zu Nährstoffungleichgewichten oder -mangel in den betroffenen Organen oder der gesamten Pflanze führen. Gleichzeitig muß die Pflanze für diese Ausgleichsenergie aufbringen. Die Nährstoffungleichgewichte können durch den einseitig erhöhten Eintrag bestimmter Komponenten, wie z. B. Stickstoff, verstärkt werden (NIHLGARD 1985, HOFMANN & ANDERS 1991). Buchen weisen beispielsweise bei verschobenen Nährstoffverhältnissen (erhöhte N/K-Verhältnisse) verminderte Frosthärte, Streßresistenz, Gewebefestigkeit, gestörte Wasserbeziehungen, erhöhte Atmung, gehemmten Abtransport der Photosyntheseprodukte aus dem Blatt, Anreicherung von niedermolekularen C- und N-Verbindungen und erhöhte Prädisposition gegenüber Krankheits- und Schädlingsbefall auf (BUNDESAMT FÜR ERNÄHRUNG UND FORSTWIRTSCHAFT 1987, FBW 1989).

Puffervorgänge im Kronenraum verursachen zeitversetzt immer eine Belastung des Bodens, denn die Aus- und Abwaschung (Leaching) von basischen Metallkationen und gleichzeitige Aufnahme von Protonen oder NH_4^+ durch die Blätter (Kronenraumpufferung) wird von den Pflanzen mit der Aufnahme von basischen Metallkationen kompensiert und die aufgenommenen Protonen werden exsudiert. Bei gleichzeitig hoher Säure- und Ammoniumbelastung des Kronenraumes folgt zwangsläufig eine räumlich und zeitlich versetzte entsprechend höhere Versauerung der Rhizosphäre. Die Säurebelastung des Systems bleibt also ungeachtet der Kronenraumpufferung unverändert.

Neben dem Zustand der Pflanze (Pflanzenart, Alter der Blattoorgane, Schädigungsgrad, Ernährungszustand) ist die Größe des Stoffflusses durch die Auswaschung abhängig von den Inputraten anderer (z.B. H^+ und NH_4^+) als der potentiell auswaschbaren Stoffe (z.B. Ca, Mg, Mn), der Konzentration der beteiligten Stoffe in der Benetzungslösung und der Benetzungsdauer. Die Kronenrauminteraktion eingetragener Säuren äußert sich während der Vegetationsperiode in erhöhten pH-Werten der Kronentraufe trotz erhöhter Säuredeposition gegenüber dem Freilandniederschlag. SCHAEFER et al. (1989) führen zwei wesentliche Gründe für diesen Befund an:

1. Ähnlich dem Kationenaustausch im Boden findet ein Austausch von Kationen zwischen der Pflanzenmatrix und der Benetzungslösung gegen Protonen statt.
2. Die Pufferung im Kronenraum kann ebenfalls durch die Protonierung dissoziierter organischer Säuren verlaufen.

Nehmen die Leachingraten im ersten Prozeß mit sinkendem pH der Benetzungslösung stetig zu, ist im zweiten Prozeß nicht unbedingt mit der Zunahme zu rechnen, da die Protonierungsraten der organischen Säuren stark von deren Säurestärke abhängt (SCHAEFER et al. 1989). Als Indikator für Prozesse im Kronenraum können z.B. Verhältnisse von Ionen verwendet werden, die zum einen der starken Kronenrauminteraktion unterworfen sind und solchen, die ohne Wechselwirkung mit der Phyllosphäre reagieren, wie z.B. Chlorid. Beide Prozesse weisen ein gegenüber dem Freilandniederschlag stark erniedrigtes H^+/Cl^- aber ein erhöhtes K^+/Cl^- -Ionenverhältnis auf, da die Kronenrauminteraktion relativ zur trockenen Deposition vernachlässigbar ist. Weisen die Deponate dagegen eher variable Größenordnungen zwischen der trockenen und der nassen Deposition auf (z.B. SO_4^{2-}), sind die Änderungen der Verhältnisse zwischen SO_4^{2-} und den verschiedenen Kationen bei der Kronenraumpassage nicht für die Indikation von Kronenrauminteraktionen geeignet.

4.3.1.2.3 Pflanzen- und Phyllosphärenflora-Aufnahme

Die in Waldökosystemen eingetragenen Stoffe unterliegen weiterhin der Aufnahme durch die Pflanzen und die Phyllosphärenflora. In besonderem Maße sind davon Stickstoffverbindungen in Niederschlagswässern betroffen, deren Konzentration bei der Kronenraumpassage abnehmen, während die Konzentration anderer Stoffe meist zunimmt. Dieser Effekt ist insbesondere in stickstofflimitierten Ökosystemen oder während der Vegetationsperiode festzustellen (NIHLGARD 1985, MATZNER 1988, LOVETT 1992, MIEGROET et al. 1992). Die Kronenraumaufnahme von NH_4^+ hat die Auswaschung von basischen Metallkationen zur Folge. Stark belastete Wälder können so große Ammoniumstickstoffmengen im Kronenraum aufnehmen (ROELOFS et al. 1985, NIHLGARD 1985).

Die Stickstoffaufnahmen sind abhängig von dem Stoffangebot durch Deposition, dem Ernährungszustand des Ökosystems hinsichtlich Stickstoff und anderen Nährstoffen sowie dem Zustand der Pflanzenmatrix. Wie beim Leaching variiert der letzte Faktor je nach Pflanzenart, Alter der Blattoorgane, Schädigungs- und Ernährungszustand der Bäume. Letzterer ist wiederum in starkem Maße von dem Stickstoffvorrat und dem Vorrat anderer Nährstoffe abhängig (KREUTZER 1981).

In Feldversuchen kann lediglich die Differenz von Leaching und Pflanzen- und Phyllosphärenflora-Aufnahme bestimmt werden. Dieser Netto-Kronenraum-Effekt (NCE) ist für freie Säuren, Stickstoff und lipophile Organika meist negativ ($PA > L$), für Na, Cl und S meist um null ($PA \sim L \sim 0$) und für K, Mn, Mg, Ca und gut wasserlösliche Organika (z.B. organische Säuren) meist positiv ($L > PA$). Zu Unterscheiden ist weiterhin zwischen Netto-Kronenraum-Effekt (NCE) und der Kronendachdifferenz (net troughfall, NTF). Erstere Größe beschreibt lediglich die Differenz von Leaching und Pflanzenaufnahme (also v.a. systeminterne Flüsse) und letztere berücksichtigt auch die trockene Deposition im Kronenraum. Daher ist die $NTF \geq NCE$. Die Raten der trockenen Deposition, der Emission, des Leachings und der Stoffaufnahme durch Pflanzen- und Phyllosphäre können meist nicht simultan und meist nicht unter Feldbedingungen quantifiziert werden. Auch wenn genauere Analysen der Kronenraumflüsse von N- und S-Verbindungen und anderen Stoffen in kontrollierten Labor-, Gewächshaus- und open-top-Kammern unter Berücksichtigung der Gas- und Partikelphasen den realen Flüsse schon relativ nahe kommen, besteht zur genaueren Quantifizierung derselben weiterer Forschungsbedarf. Besonders vielversprechend sind Versuche, in denen radioaktive oder stabile Isotope appliziert werden, die dann in ihrem zeitlichen und räumlichen Verhalten untersucht werden können. Weiterhin sind systemspezifische Größen, wie z.B. eines „Kronenraum-Kompensationspunktes“, bei dem $PA = L$ ist, unbekannt. Die Hypothese einer Stickstoffaufnahme kann deshalb streng genommen mit dem gegenwärtigen Wissenstand weder verifiziert noch falsifiziert werden.

4.3.1.3 Ansätze für die Modellierung der Gesamtdeposition, der trockenen Deposition und der Kronenraumprozesse

Die kontinuierliche Messung von Stoffeinträgen ist der Regel mit erheblichem Meßaufwand über längere Zeiträume verbunden. Dies gilt insbesondere für die getrennte Erfassung der verschiedenen Depositionsarten (ULRICH et al. 1979a u. b, ELLENBERG et al. 1986, SPRANGER 1992). Im folgenden wird die in dieser Arbeit verwendete Methode näher beschrieben. Eine ausführliche Darstellung weiterer Erfassungsmethoden findet sich in ULRICH et al. (1979a u. b), MEIWES et al. (1983, 1984b), KAZDA (1986), SPRANGER (1992). Die Erfassung der Stoffflüsse erfolgt im Freiland und im Bestandesniederschlag (Kronentraufe + Stammabfluß). Die Raten der trockenen Deposition ergeben sich aus der Subtraktion der modellierten Kronenraumprozesse (Leaching-Pflanzenaufnahme) und der nassen Deposition von den Flüssen im Bestandesniederschlag.

Bei dieser Vorgehensweise wird der Wald selbst als Sammler benutzt. Die Probleme, die hinsichtlich der Extrapolation von zeitlich und räumlich meist nicht ausreichend repräsentativen Messungen bzw. Modellierungen der trockenen Deposition auftreten, werden verringert. Weiterhin ist durch die relativ einfache und preiswerte Meßmethodik der kontinuierliche Einsatz zahlreicher Sammler auch in Monitoring-Netzen möglich (BLOCK 1985).

Wesentlicher Nachteil der Methode ist die Schwierigkeit der exakten Quantifizierung der Kronenraumprozesse. Da weiterhin die trockene Deposition nicht gemessen wird, ergibt sich eine Gleichung mit mehreren Unbekannten. Diese muß im weiteren durch bestimmte Annahmen gelöst werden.

$$\text{Gleichung 1: } BN^* = ND^* + TD + (L-PA) \pm Q$$

* = gemessene Flüsse

BN = Stoffflüsse in Kronentraufe (KR) und Stammabfluß (ST)

ND = nasse (ca. = Niederschlags-) Deposition

TD = trockene (ca. = Interceptions-) Deposition

(L-PA) = Leaching – Pflanzenaufnahme

Q = Speicher

Es lassen sich grundsätzlich vier Verfahren zur Bestimmung der Anteile des Leachings und der trockenen Deposition unterscheiden:

1. Multiple Regressionen der Kronendachdifferenz (s. LOVETT & LINDBERG 1984, LINDBERG & LOVETT 1985)
2. Sequentielle Bestimmung des Stammabflusses: In diesem Modell wird von der Beobachtung ausgegangen, daß die Konzentrationen der verschiedenen Inhaltsstoffe im Stammabfluß während eines Niederschlagsereignisses sehr stark variieren können. Ausgehend von sehr hohen Konzentrationen im Stammabfluß zu Beginn des Regeneignisses nähern sich die Konzentrationen im weiteren Verlauf oft asymptotisch an Werte an, die etwas höher als die des Freilandniederschlages sind. Voraussetzung zur Bestimmung des zeitlichen Verlaufes der Konzentrationen im Stammabflußwasser ist die Linearität der Leachingraten von den Niederschlagsmengen. Diese ist aber aller Wahrscheinlichkeit nach nicht erfüllt, da bereits bei geringen Wassermengen, mit denen die Blätter benetzt werden, hohe Leachingraten festgestellt wurden (TUCKEY 1970). Somit sind die hohen Anfangskonzentrationen nicht nur auf die Abwaschung von Partikeln zurückzuführen, sondern können auch z.T. auf Leaching-Ereignisse zurückgeführt werden. Andererseits werden Grobpartikel mit unterschiedlicher Intensität von der Pflanzenoberfläche gebunden und es kann so längere Zeit dauern, bis diese durch den Stammabflußstrom mitgeführt werden. Dieses Modell ist aber nur auf Baumarten anzuwenden, die einen nennenswerten Stammabfluß aufweisen, wie z.B. Buchen. Dieses Verfahren ist somit nur auf einige wenige Waldtypen, z.B. Buchenwälder, anwendbar und hat somit eher Indikatorfunktion. Da sowohl Verfahren zur

sequentiellen Bestimmung des Stammabflusses (LEONARDI & FLÜCKIGER 1986) als auch zur Ermittlung der Konzentrationen in der Kronentraufe (JOHANNES et al. 1986) von der Linearität der Zusammenhänge zwischen Leaching und Niederschlagsmenge ausgehen, die realen Raten aber mit hoher Wahrscheinlichkeit den oben genannten Verteilungen entsprechen, wurden sie nicht angewendet.

3. Blattauswaschungsverfahren: Die trockene Deposition von Partikeln wird durch die Abdeckung der Blätter durch Küvetten oder anderer geeigneter Abdeckungen verhindert (HÖFKEN & GRAVENHORST 1982, HÖFKEN 1986). Die Zweige werden anschließend künstlich beregnet und die Leachingrate aus der Differenz zwischen den im Beregnungswasser gelösten Stoffmengen vor und nach dem Kontakt der Pflanzenoberfläche geschützter Zweige berechnet. Die trockene Deposition kann dann aus der Differenz zwischen den im Beregnungswasser gelösten Stoffmengen vor und nach dem Kontakt mit der Pflanzenoberfläche ungeschützter Zweige minus dem berechneten Anteils des Leachings ermittelt werden. Diese Methode bietet zwar den Vorteil der direkten experimentellen Kontrolle, der kontinuierlichen Durchführbarkeit unter Feldbedingungen und die Möglichkeit der Abschätzung der Partikeldeposition auf Probanden mittels begleitender Untersuchungen, andererseits erfordert sie einen hohen experimentellen Aufwand, es entstehen Probleme bei der hydrologischen Bilanzierung und -im Falle der künstlichen Beregnung- bei der realistischen Simulation der Regenereignisse (Zeitpunkt, Menge, Intensität). So kann zwar mit erheblichem Aufwand unter Feldbedingungen oder im Labor die Leachingrate bestimmt werden, doch die Übertragbarkeit der nur an wenigen Zweigen exemplarisch ermittelten Stoffflüsse auf den untersuchten Waldbestand und eine räumliche Extrapolation ist hier fraglich, so daß im Rahmen dieser Arbeit auf das Verfahren verzichtet wurde.
4. Verwendung eines Tracers: ULRICH (1982a, 1991b) verwendet Natrium als Indikatorelement der trockenen Deposition. Dieses Modell geht allerdings von folgenden Annahmen aus: Natrium unterliegt im Kronenraum nicht der Blattauswaschung und führt somit zu vernachlässigbaren Leachingraten. Weiterhin wird davon ausgegangen, daß die Prozesse, die für die Deposition Na-haltiger Partikel verantwortlich sind, sich ohne weiteres auf die Deposition anderer Partikel übertragen lassen. Erstere Annahme trifft im wesentlichen für Waldbestände zu, letztere jedoch wahrscheinlich nicht, so daß den in der vorliegenden Untersuchung berechneten Flüssen im Kronenraum die Unsicherheit dieser letzten Annahme anhaften. Das Verfahren hat allerdings den Vorteil, daß es für zahlreiche Bilanzfallstudien angewendet wurde und eine, wenn auch mit besagten Unsicherheiten behaftete, Abschätzung der Kronenrauminteraktionen erlaubt (ELLENBERG et al. 1986, ULRICH 1991b). In diesem Modell wird weiterhin davon ausgegangen, daß von SO_4 und Cl ebenfalls keine Quellen- und Senkenfunktion im Kronenraum ausgeht. Außerdem wird angenommen, daß die partikuläre Interceptionsdeposition ($\text{ID}_{\text{partikulär}}$) hauptsächlich aus Wolkenröpfchen besteht und die Relationen der Ionen zueinander in den Wolkenröpfchen denen der Niederschlagsdeposition (ND) entsprechen. Nach ULRICH (1991b) trifft diese Annahme für das norddeutsche Flachland und die deutschen Mittelgebirge weitgehend zu. Sie gilt jedoch nicht für küstennahe Wälder, wegen der Dominanz von Meerwasserpartikeln, die noch keinen Bodestaub aufgenommen und in chemische Reaktionen mit einbezogen haben, für Wälder in Randlage zu Siedlungen und Ackerfluren mit einem gewissen Staubeintrag besonders in Trockenperioden und für Teile Süddeutschlands mit dem Auftreten NaCl-freier Partikel. Weiterhin weiß man, daß die Interceptionsdeposition von Gasen für Na, K, Mg, Ca, Mn, Al, und Fe gleich Null ist ($\text{ID}_{\text{gas}} = 0$, ULRICH 1991b).

4.3.2 Besonderheiten, Wirkungen und Quellen deponierten Stickstoffs

Ökosysteme beziehen einen wesentlichen Teil ihres Stickstoffs aus der Atmosphäre. Dies gilt sowohl für Waldökosysteme als auch für Moore, Heiden, limnische und marine Ökosysteme. Die gemessenen Eintragsraten übertreffen z.T. europaweit bei weitem die angenommenen kritischen Eintragsraten (DE VRIES & GREGOR 1991, DE VRIES 1991, DE VRIES & KROS 1991, KÖBLE et al. 1993, GAUGER et al. 1997, REYNOLDS et al. 1997, MEINARDI et al. 1999). Die N-Anreicherung in Ökosystemen führt u.a. zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung hin zu nitrophileren Arten (TAMM 1991, FLAIG & MOHR 1996, SCHWAB et al. 1996, ELLENBERG 1996a und 1996b). In Deutschland ist hinsichtlich der Stickstoffemissionen eine deutliches Nord-Süd-Gefälle zu verzeichnen. In Norddeutschland kommt es durch die verbreitete Massentierhaltung zu NH_3 -Ausgasungen und damit zu NH_4^+ -Einträgen in die Ökosysteme (UBA 1994, ISERMANN 1994). Besonders belastet sind die Niederrheinregion sowie das Münster- und Emsland. Dort sind zwischen 1983 und 1987 bis zu $19 \text{ kg NH}_4^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im 5-Jahres-Mittel an maximalen Depositionsraten gemessen worden (WINTERMEYER & KLOCKOW 1990). Die Leelage des nordwestdeutschen Raumes zu den großen intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen in den benachbarten Niederlanden läßt allerdings einen erheblichen überregionalen Beitrag zur Ammoniumdeposition vermuten (ASMANN & DRUKKER 1988, BARTNICKI & ALCOMO 1989).

Auf weitere Speziationen des N-Umsatzes und der Bedeutung von N-Einträgen wird in Kap. 6.2.4.5 eingegangen.

4.3.3 Modelle zur Erfassung der Bodenversauerung und Pufferfähigkeit der Böden

Der Beurteilung der Stabilitätsbedingungen im Untersuchungsgebiet hinsichtlich des Bodenzustandes liegen folgende Modellvorstellungen zugrunde, die im wesentlichen aus den Ergebnissen einer großen Anzahl von Bilanzfallstudien (MALESSA 1992, MATZNER 1989, 107, MEIWES et al. 1984a, 48, s. auch zusammenfassende Darstellung in FBW 1989) hervorgehen und anhand der vorliegenden Daten zum Versauerungstiefengradienten und der Beschreibung der Genese und Physiognomie des Austauscherkörpers abgeleitet wurden.

Die Bodenversauerung ist in terrestrischen Böden Mitteleuropas mit vorwiegend abwärts gerichteter Wasserbewegung ein natürlicher Vorgang. An natürlichen Prozessen sind hier die Bildung von Kohlensäure, die bei pH-Werten > 5 wirksam ist, sowie organischen Verbindungen, die je nach Konzentration bis pH 3-4 als Säuren vorliegen können, von Bedeutung. Sie entstehen beim Streuabbau durch Mikroorganismen und bei der Wurzelatmung sowie der Auswaschung und Speicherung von basischen Kationen (wenn Kationenaufnahme $>$ Anionenaufnahme). Die Versauerung durch den Entzug der Biomasse (Holzernte, Waldnutzung) aus dem Ökosystem ist irreversibel. Verstärkend treten die heutigen anthropogenen Stoffeinträge hinzu, deren Säurebildung seit Jahrzehnten die ökosysteminterne Versauerung übersteigt. Böden reagieren auf diese Säurebelastung mehr oder weniger elastisch und die Bodenmatrix ist in der Lage über Puffermechanismen der mit dem Input von Protonen einhergehenden pH-Absenkung einen Widerstand entgegenzusetzen (ULRICH 1981b u. c). Dies hat zur Folge, daß ein Säureinput nicht zwangsläufig mit einer zeitlichen Veränderung des pH-Wertes im Boden verbunden ist (PRENZEL 1983) und somit die alleinige Beschreibung der Bodenversauerung durch pH-Änderungen nicht ausreicht. Umgekehrt gilt jedoch, daß trotz zeitlicher Konstanz der pH-Werte stoffliche Veränderungen im Boden als Folge von Säureinträgen auftreten können. Die pH-Bereiche, innerhalb derer bestimmte Puffersubstanzen dominieren und für eine pH-Nivellierung sorgen, werden als Pufferbereiche bezeichnet (ULRICH 1981b und c). In der **Abb. 4-1** entsprechen die Plateaus **A - B** dem Carbonat-, **C - D** dem Aluminium- und **E - F** dem Eisen-Pufferbereich, die durch unterschiedliche Puffersubstanzen dominiert werden ($\text{CaCO}_3 \Rightarrow$ Auflösung der Carbonate und Abfuhr von Ca zusammen mit H_2CO_3 , $\text{Al}(\text{OH})_3$ und $\text{Fe}(\text{OH})_3 \Rightarrow$ Auflösung der Reaktionsprodukte der Silikatverwitterung) (**Tab. 4-1**). Das pH-Niveau bleibt solange stabil bis entweder

die Säurestärke der eingetragenen oder der gebildeten Säure bei gegebenem pH zur weiteren Versauerung beitragen kann, die Säuremenge den Puffer verbraucht hat oder die Reaktionsgeschwindigkeit nicht mehr zur vollständigen Pufferung ausreicht. Der pH-Wert der Bodenlösung und damit auch der so definierte Pufferbereich läßt aber durch vorangegangene Versauerungsschübe akkumulierte H^+ -Ionen nicht erkennen. REUSS & JOHNSON (1986) zeigen in diesem Zusammenhang, daß z.B. im Austausch-Pufferbereich nach ULRICH (1981b) die Basensättigung der Austauscher ohne große Veränderungen der pH-Werte der Bodenlösung abnehmen kann und somit fortschreitende Bodenversauerung trotz pH-Konstanz gegeben ist. Dieses Beispiel legt nahe, neben der rein qualitativen pH-Messung die quantitative Belegung des Austauschers mit Basen und Kationensäuren zu bestimmen. Die Quantifizierung der Basensättigung ist aber in vielen Fällen nicht ausreichend zur Einschätzung von Bodenversauerungsvorgängen. Dies trifft besonders für carbonathaltige oder auch stark versauerte Böden mit extrem geringer Basensättigung zu. Basensättigung und pH-Werte werden im carbonathaltigen Böden trotz Säureproduktion oder -einträgen durch die Auflösung der Carbonate konstant gehalten und können zu überhöhter Erdalkalisättigung am Austauscher führen. Eine weitere Reduktion der Basensättigung ist hingegen in vielen stark versauerten Böden nicht möglich, da sich der Anteil basischer Kationen am Austauscher gegen Null bewegt. Der pH-Wert des Bodens richtet sich hier im wesentlichen nach der Säurestärke und Konzentration organischer Säuren, nach der aktuellen Konzentration mineralischer Säuren und nach der Pufferkinetik der Al-Hydroxide und kann somit über lange Zeiträume konstant bleiben (MATZNER 1989, 108), was auch in der wieder ansteigenden Pufferkapazität mit abnehmenden pH-Werten und Erreichen des Al-Pufferbereiches erkennbar ist (s.u.). Aus diesen Gründen läßt sich weder mit der zeitlich versetzten pH-Messung oder der Bestimmung der Basensättigung, sowohl in carbonatreichen als auch in extrem versauerten Böden, eine auf die Kriterien pH-Wert bzw. Basensättigung definierte Bodenversauerung nachweisen. Trotzdem finden im Zuge der Pufferreaktionen natürlich stoffliche Veränderungen im Boden statt, die sich aber erst nach Ablauf einer spezifischen Reaktionsdauer in den bodentypischen Kapazitätsgrößen und der Bodenfestsubstanz bemerkbar machen.

Kurzfristige Abweichungen aus der Gleichgewichtslage, die durch plötzlichen Säureentzug oder -zufuhr zustande kommen, werden durch die gestrichelten Linien **a - e** unterhalb der Kurvenabschnitte **A - F** angedeutet. In der Regel verlassen die Reaktionsprodukte der Pufferung den Boden mit dem Sickerwasser; der Prozeß ist damit irreversibel. Wird die Säure in Form eines unlöslichen Reaktionsproduktes inaktiviert, das bei einer Entsauerung wieder reaktiviert werden kann, ist der Vorgang reversibel. Damit entspricht die Menge dieser potentiell in der Bodenmatrix gespeicherten aktiven Säure einem Maß für den Grad der Versauerung, das als Basenneutralisationskapazität (BNK) analytisch erfaßt werden kann (MEIWES et al. 1984a). Meliorationsmaßnahmen, wie die Waldbodenkalkung, führen zu einer Freisetzung dieser aufgespeicherten inaktivierten Säuren, die wiederum umgekehrt eine Anhebung der pH-Werte abpuffern. Da immer nur ein Teil der Säure im System akkumuliert wird, ist diese Pufferkapazität allerdings geringer als bei Säurezufuhr (*Abb. 4-1*: Strecke **H - I**). Ebenfalls Auskunft über die im Boden aufgespeicherten Säuremengen und zusätzlich über vorausgegangene oder aktuelle Versauerungsschübe geben die Verhältnisse von AKe/AKp und die Summe von austauschbaren Kationensäuren als Versauerungsäquivalente (MEIWES et al. 1984a, 48). Ein AKe/AKp-Verhältnis deutlich unter 1 ist Ausdruck eines früher abgelaufenen Versauerungsschubes, da durch die Freisetzung von Al-Ionen im Zuge der Bodenversauerung durch Zerstörung der Silikate unter pH 5 polymeres Al-Hydroxid gebildet und sehr fest in den Tonmineralzwischenschichten gebunden wird. Dort blockiert es vorhandene Austauscherplätze und wandelt, da es dissoziationsfähige OH-Gruppen aufweist, permanente Ladungen in pH-abhängige um. Dies führt zu einer Reduktion der effektiven Austauschkapazität und zu niedrigen AKe/AKp-Verhältnissen, die selbst dann auftreten können, wenn der pH-Wert über 5 liegt und kein austauschbares Al vorhanden ist. Liegt dagegen austauschbares Al vor, so weist dies auf einen in der jüngeren Zeit abgelaufenen Versauerungsschub hin. Al-, Fe- und Mn-Ionen gehen während Versauerungsschüben unter

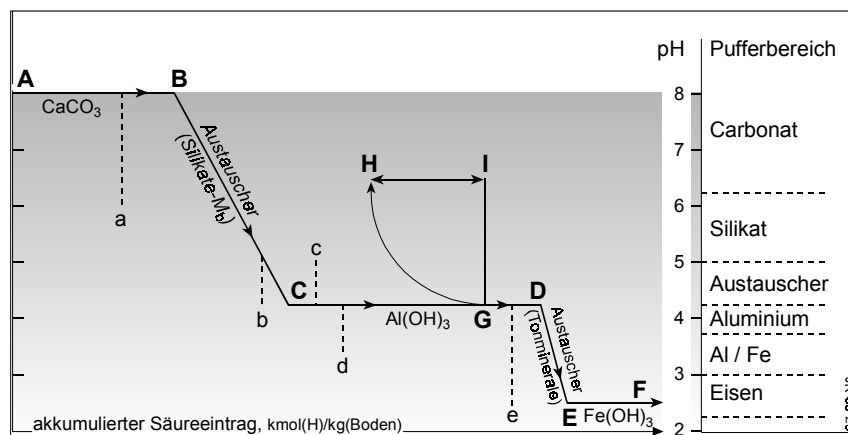
H-Ionenverbrauch von der oxidischen in die austauschbare Form über. Dies trifft ebenfalls für das Zwischenschicht-Al zu, für das die Differenz aus AK_p minus AKE ein konventionelles Maß darstellt, so daß die Summe der Kationensäuren als Maß für die im Boden verbliebene Säuremenge aus abgelaufenen Versauerungsvorgängen betrachtet werden kann (MEIWES et al. 1984a).

Die gleitenden Übergänge zwischen den Plateaus deuten auf die wesentlich geringeren abpufferbaren Säuremengen hin, die in diesen Pufferbereichen aufgefangen werden können. Die Neutralisation erfolgt hier zum einen durch die Auffüllung des Kationenaustauscherkomplexes mit H-Ionen (Verlust an variablen Ladungen und Basizität) und Kationensäuren (**B – C** und **D – E**, s. *Abb. 4-1*). Nach PRENZEL (1983) entspricht der geschilderte Kurvenverlauf dem Reaktionsverhalten von Böden im Gleichgewicht.

Im Zusammenhang mit Versauerungs- und Pufferprozessen werden im weiteren Text die Termini „basische Kationen“ (Ca, Mg, K, Na) und Kationensäuren (Al, Fe, Mn) verwendet. Diese Zuordnung ist in den pH-Bereichen mitteleuropäischer Böden (pH 3 –8) zwar anwendbar, aber der Begriff „basische Kationen“ ist insofern irreführend, da er nicht der Basendefinition im BRØNSTED'schen (1923) Sinne entspricht (BREDEMEIER 1987). In Bodenlösungen ist die Bezeichnung nicht anwendbar, weil diese Ionen im Sickerwasser (pH < 8) nicht die Eigenschaft von Brønsted-Basen haben. Das heißt, sie sind nicht in der Lage, als Protonenakzeptoren zu reagieren. In der Bodenlösung wie auch in saurer Deposition liegen diese Ionen mit den Anionen starker Säuren (SO₄, NO₃, Cl) als Neutralsalze vor. Als Base kann nur die Kombination dieser Ionen mit Anionen schwacher Säuren wie H₂CO₃ oder, in der Bodenfestphase, mit Substanzen, welche Austauschereigenschaften besitzen, bezeichnet werden (ULRICH 1994a).

Kationen, deren Hydroxide schwache Basen sind und die durch Hydrolysereaktion in der Bodenlösung Protonen generieren können, werden im BRONSTED'schen Sinne als **M_a**-Kationen und solche, deren Hydroxide starke Basen sind, werden als **M_b**-Kationen bezeichnet (PRENZEL 1983). Das „M“ steht dabei für die Kennzeichnung der Metalleigenschaft der Elemente und die Indizes a und b für engl. „acid“ und „base“ (BRUGGENWERT et al. 1986). Diese präzisere Terminologie findet inzwischen in zahlreichen Publikationen Verwendung (BREDEMEIER 1987, MATSCHULAT 1994, ULRICH 1994a, 1997, BENECKE 1996, VEERHOFF et al. 1996, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Abb. 4-1: Schema des pH-Verlaufs bei Bodenversauerung in luftversorgten Böden mit Versickerung. Die Lage der Plateaus hängt vom CO₂-Partialdruck (A-B) und der Stabilität der Sesquioxide (C-D, E-F) ab



Quelle: PRENZEL 1983, verändert

Der Begriff Basensättigung muß in diesem Zusammenhang ebenfalls definiert werden. Nicht die **M_b**-Kationen selbst, sondern deren austauschbare Bindungen werden als „Base“ bezeichnet. Somit ist die Basensättigung der (relative) Anteil an der Bodenfestphase, der in schnellen Austauschreaktionen Protonen binden und neutralisieren kann (BREDEMEIER 1987).

4 Forschungsstand und Arbeitshypothesen

Desweiteren werden die Schwermetallkationen Zn, Pb und Cd als „ M_s “ bezeichnet. Zn ist zwar Spurennährelement aber die im Untersuchungsgebiet gemessenen hohen königswasserlöslichen und austauschbaren Gehalte in der organischen Auflage und im Mineralboden rechtfertigen die Betrachtung als Schadelement.

Tab. 4-1: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand

(Puffersysteme, Puffersubstanzen, Pufferreaktionen, Pufferraten, bodenchemische Veränderungen, Pufferbereiche und Ansprachemerkmale und deren pH-Bereiche im Boden (Symbole: M_b , M_b^+ = Ionenäquivalente Ca, Mg, K, Na; Al, Al^+ = Ionenäquivalente Al^{3+} und Al-Hydroxo-Kationen; AKe = effektive Kationenaustauschkapazität, SNK = Säureneutralisationskapazität, zusammengestellt aus: ULRICH 1981b, 83, 86, SCHWERTMANN et al. 1987, MALESSA 1992, UBA 1997, 155 und FBW 1989, 283)

Pufferbereiche Pufferkapazität pro dm Tiefe/Pufferrate [kmol·ha ⁻¹ ·a ⁻¹] wichtige Puffersubstanzen	pH-Bereich	Reaktionsprodukte geringerer SNK Bodenchemische Schlüsselprozesse Pufferreaktionen	Ansprachemerkmale
Carbonat-Pufferbereich 150 kmol H ⁺ pro % CaCO ₃ / hoch (>2 kmol·ha ⁻¹ ·a ⁻¹) CaCO ₃	8,6 > pH > 6,2	Ca(HCO ₃) ₂ in der Lösung Leaching von Ca und Basizität CaCO ₃ +H ₂ CO ₃ =Ca(HCO ₃) ₂	Feinerde kalkhaltig (HCl- Probe)
Silikat-Pufferbereich 25 kmol H ⁺ pro % Silikat / 0,1 - 2 kmol·ha ⁻¹ ·a ⁻¹ primäre Silikate, Huminstoffe Fe- und Mn-Oxide/Hydroxide	alle pH-Bereiche, vorherrschende Pufferreaktion in carbonatfreien Böden bei pH>5	Tonminerale Freisetzung von Gitterkationen, Zunahme der AKe -(SiO) M _b +H ⁺ = -(SiOH)+M _b ⁺	Feinerde kalkfrei M _b /AKe = 1 (hilfsw. pH-H ₂ O und pH- KCl >5)
Austauscher Pufferbereich 7 kmol H ⁺ pro % Ton / sehr hoch Tonminerale	5 > pH > 4,2	nicht austauschbare n[Al(OH) _x ^{(3-x)+}] Blockierung der permanenten Ladung (Aust)M _b +H ⁺ =(Aust)H+M _b ⁺ (Aust)M _b +Al ⁺ =(Aust)Al+M _b ⁺ Reduktion der Basensättigung Reduktion der AKe und austauschbarer Kationen austauschbares Mn ²⁺ Reduktion der Basensättigung	M _b /AKe <1, M _b /AKe > 0,15 in humushaltige Horizonten M _b /AKe > 0,05 in humusfreien Horizonten (hilfsw. pH-H ₂ O >4,2 und pH-KCl 4,2 - 5)
Zwischenschicht-Al n[Al(OH) _x ^{(3-x)+}]		Al-Hydroxosulfate Akkumulation von Säure bei H ₂ SO ₄ -Input	
Aluminium-Pufferbereich 100 – 150 kmol H ⁺ pro % Ton / mittel – hoch Zwischenschicht-Al, Tonminerale, Al-Hydroxosulfate	4,2 > pH > 3,8	Al ³⁺ in Lösung Reduktion der AKe, Tonzerstörung, Protolyse von Al- Hydroxiden, Al-Austausch (Aust)M _b +Al ⁺ =(Aust)Al+M _b ⁺ -(SiO) Al+H ⁺ = -(SiOH)+Al ⁺	BS=0, M _b /AKe <0,15 (humushaltige Hor.) M _b /AKe < 0,05 (humusfrei), hilfsw.: pH-KCl <4,2
Aluminium/Eisen-Pufferbereich wie Al-Pufferbereich, nur mit zusätzlich Fe(OH) ₃	< 3,8	Mobilisierung organische Fe-Komplexe Fe-Austausch Bleichung 4FeOOH+8H ⁺ +CH ₃ OH=4Fe ²⁺ +7H ₂ O+CO ₂	Podsoligkeit (Aeh/Ahe- Horizonte) NH ₄ Cl-extrahierbares Fe + H, hilfsw. pH-KCl 3,8-3,2
Eisen-Pufferbereich /mittel bei der Präsenz wasserlöslicher Huminstoffe Fe(OH) ₃	< 3,0	Fe ³⁺ Fe-Austausch, Bleichung, Tonzerstörung	Podsolierung (Ae-Bs-Horizonte) viel NH ₄ Cl-extrahierbares Fe+H, hilfsw. pH-KCl <3,2

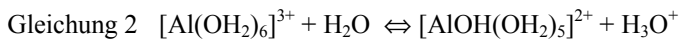
Qualitative Besonderheiten im Bodenchemismus unter dem Einfluß saurer Deposition:

Die Rate der Bodenversauerung wird durch verschiedene Prozesse ausgelöst und durch die saure Deposition verstärkt. Im folgenden soll geklärt werden, welche Prozesse Einflüsse der sauren Deposition auf den Bodenchemismus erkennen lassen und wie diese Besonderheiten in geeigneter Weise quantifiziert werden können.

In Mittel- und Nordeuropa sind Boden-pH-Abnahmen im Wurzelraum von Waldböden in den letzten Jahrzehnten teilweise flächendeckend nachgewiesen worden (STÖHR 1984, GEHRMANN et al. 1987, MATZNER & ULRICH 1989, ULRICH 1986a, ULRICH & MEYER 1987, VEERHOFF et al. 1996), doch traten solche Abnahmen, wenn auch nur lokal begrenzt, immer wieder kleinflächig in der Vergangenheit in unmittelbarer Nähe starker Emissionsquellen auf. Die Ursachen der historischen Bodenversauerung lagen im wesentlichen in der Übernutzung der Standorte und in der Bildung organischer Säuren, wie z.B. in den Heidepodsolen. Die Übernutzung ist in der Regel mit starken Basenverlusten verbunden, da durch den Biomasseentzug Nährstoffe exportiert werden. Die Basensättigung und die AKe können so im Oberboden sehr niedrige Werte erreichen, die nicht unbedingt auf saure Deposition zurückzuführen sein müssen, so daß mit den Kenngrößen Basensättigung und pH im Oberboden die durch saure Deposition ausgelösten stofflichen Veränderungen nicht zwangsläufig erkennbar sind. Die Chemie der Bodenlösung ist hingegen stark von den Auswirkungen der Säuredeposition abhängig, was sich als hohe Nitrat- und Sulfatgehalte in der Bodenlösung, Kationensäuren im Unterboden und an permanenter Nitratüberschußproduktion erkennen läßt.

Sind im ersten Fall unter depositionsfreien Bedingungen Cl⁻, HCO₃⁻- und organische Anionen in der Bodenlösung dominierend, verschiebt sich unter dem Einfluß der sauren Deposition die Zusammensetzung – in Abhängigkeit von der S- und N-Dynamik des Systems, in zunehmendem Maße hin zu Anionen starker Mineralsäuren, wie Nitrat und Sulfat. Dies kann, je nach Systemvoraussetzungen hinsichtlich der Puffersubstanzen, weitreichende Konsequenzen für die Gefährdung der Bäume durch Al-Toxizität und die Gewässerqualität haben. Sind unter natürlichen Depositionsbedingungen bei geringen Konzentrationen von Cl, HCO₃ und organischen Anionen nur niedrige Konzentrationen an Al in der Bodenlösung möglich und gleichzeitig der größte Teil der Al-Ionen in Form von organischen Komplexen hinsichtlich der Säuretoxizität entgiftet, so ermöglichen die heutigen hohen NO₃⁻- und SO₄²⁻-Konzentrationen in der Bodenlösung weit höhere Al-Konzentrationen, sobald der pH-Wert des Bodens den Bereich der Al-Pufferung erreicht hat. Grundsätzlich liegt Al in Form unterschiedlicher Species in der Bodenlösung vor (NAIR & PRENZEL 1978). Mit Abnahme des pH-Wertes unter pH 4,2 nimmt aber der toxische Al³⁺-Anteil sprunghaft zu. Das Risiko für Al-Toxizität hat sich somit im Zuge der Zunahme der sauren Deposition im Vergleich zur historischen Bodenversauerung erheblich erhöht.

Al-Ionen und insbesondere Al³⁺-Ionen, sind als Kationensäuren einzustufen und treten in der Bödenlösung erst unterhalb pH 5 als [Al(OH)₂]³⁺-Ion auf und geben bei höheren pH-Werten H⁺-Ionen unter Bildung von hydroxidischen Verbindungen ab (Gleichung 2).



Gleiches gilt z.B. für Mn- und Fe-Ionen. Fe stellt allerdings eine wesentlich stärkere Kationensäure als Al (pK_s= 5) dar (Fe: pK_s= 2), das jedoch wegen der extrem geringen Löslichkeit von Fe(III)-Oxiden in Böden als Säurebildner praktisch keine Bedeutung hat. Der Transport von Al³⁺ Ionen in tiefere Bodenkompimente und in das Grundwasser führt dort somit zu einer Säurebelastung. Durch das Gesetz der Elektronenneutralität ist der Transport von Kationensäuren in tiefere Bodenbereiche an das Vorhandensein mobiler Anionen starker Säuren (pH < 4,5) gebunden, welche als NO₃⁻ und SO₄²⁻ als Folge der sauren Deposition zur Verfügung stehen. Die Verlagerung von Kationensäuren in tiefere Schichten ist somit als ein weiterer spezifischer Effekt saurer Deposition zu werten.

Im Zusammenhang mit natürlichen Versauerungsschüben, z.B. durch Entkopplung des Ionenkreislaufs im Zuge der Überschußnitrifikation im Frühjahr in Buchenwäldern, kann in den meisten Böden unter depositionsfreien Bedingungen als mobiles Anion lediglich Nitrat auftreten. Größere Mengen an Nitratstickstoff im Sickerwasser können weiterhin nach Kahlschlägen als Folge des Abbaus von organischer Substanz und Freisetzung des organischen Bodenstickstoffs auftreten (KREUTZER 1981) und bei entsprechend niedrigen pH-Werten auch zum Al-Transport beitragen. Berücksichtigt man jedoch die prinzipielle Unterversorgung der Waldbestände mit Stickstoff durch die historische Biomasseentnahme, kann unter depositionsfreien Bedingungen ausgeschlossen werden, daß längerfristig größere Nitratmengen in Begleitung von Kationensäuren (Al-Ionen) den Wurzelraum mit dem Sickerwasser verlassen (FBW 1989, 93). Die Bedingungen eines aktuellen Humusvorratabbaus mit der permanenten Nitratüberschußproduktion sind aber bisher nur in wenigen Fällen nachgewiesen worden (MATZNER 1989).

Sowohl aus theoretischen Überlegungen (REUSS & JOHNSON 1986, SEIP 1980) als auch aus Befunden (UGOLINI et al. 1977, 1986, aus MATZNER 1989) geht hervor, daß die Versauerung tieferer Bodenkompimente als Folge der Deposition von Sulfat und Nitrat anzusehen sind und nicht aus ökosysteminternen Quellen stammen kann. UGOLINI & DAHLGREN (1986) stellte an nicht depositionsbelasteten Podsolprofilen fest, das unterhalb des Bh- bzw. des Bs-Horizontes bei pH-Werten größer 4,7 Kohlensäuredynamik vorherrscht.

Die in solchen Böden durch organische Säuren im Oberboden vorangetriebene Versauerung kann mangels mobiler Anionen nicht in den Untergrund vordringen. Diese von UGOLINI & DAHLGREN (1986) geschilderte Situation hat sich durch den großflächigen Eintrag mobiler Anio-

nen starker Säuren in den letzten Jahrzehnten völlig verändert. SCHULTE-BISPING (1989) ermittelte die NH_4Cl -extrahierbare und bis pH 7 neutralisierbare Säuremenge im Boden eines Buchenwald-Ökosystems und kam zu dem Ergebnis, daß allein unterhalb von 80 cm Bodentiefe akkumulierte Säuremengen von 100 bis 400 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$ vorzufinden waren. Diese Säureakkumulation ist nur auf saure Deposition zurückzuführen und liegt in einer Größenordnung vor, mit der nach der Schätzung der akkumulierten Säuremenge zu rechnen ist (ULRICH 1985).

Die Abschätzung des kumulativen Säureeintrages in Waldökosysteme seit Ende des letzten Jahrhunderts kann über die Grundlage der in diesem Zeitraum emittierten SO_2 - und NO_x -Mengen sowie der heutigen Relation zwischen Emission und Deposition erfolgen. Aus der in *Abb. 4-2* dargestellten Entwicklung der SO_2 - und NO_x -Emissionen kann die kumulative Säuremenge berechnet werden. Der linke Maßstab gibt dabei die emittierte Menge in Tonnen, der rechte Maßstab die Emissionsdichte in kg S bzw. N pro ha der Fläche der Bundesrepublik und Jahr bzw. in kmol H^+ -Ionenäquivalente an, die durch HNO_3 und H_2SO_4 in Ökosysteme pro Jahr immitiert werden. Seit Beginn der Industrialisierung bis heute sind ca. 370 kmol Säureäquivalente (H^+) pro ha emittiert worden. Anfang der 80er variierte der Säureeintrag in Waldökosysteme in Norddeutschland zwischen 1,2 und 6,4 $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bzw. 17 und 90 % der Emissionsdichte von 7 $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (ULRICH 1985, 1989c). Wird für die gesamte Zeitspanne dieselbe Variation im prozentuellen Säureeintrag in Waldökosysteme wie heute vorausgesetzt, ergibt sich für die kumulative Säuredeposition ein Variationsbereich von 60 – 340 $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (FBW 1989, ULRICH 1985, 1989c, MALESSA 1992).

Reversibilität der Bodenversauerung bei abnehmender Säurebelastung

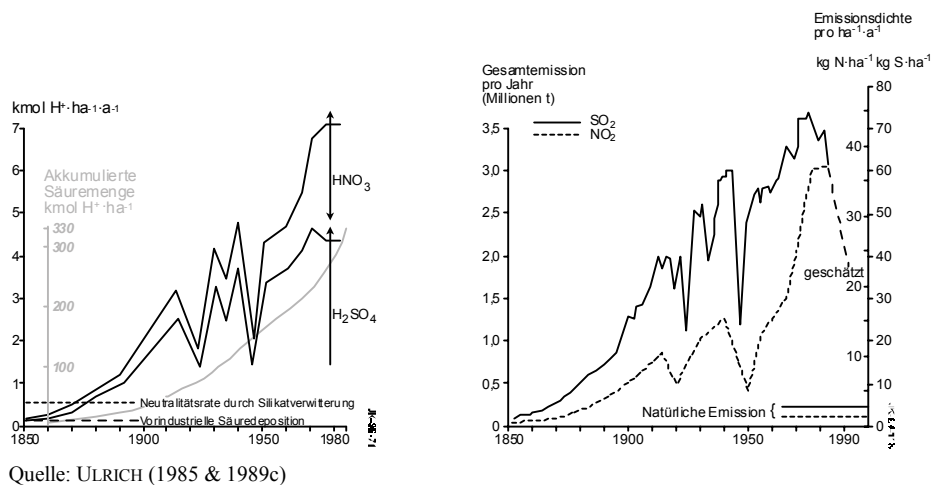
In Mitteleuropa und insbesondere in Deutschland sinkt in Folge der Luftreinhaltepolitik seit Mitte der 80-iger Jahre die SO_2 -Belastung spürbar. Im Solling sanken beispielsweise die Sulfatdepositionen im Zeitraum von 1973-1991 auf rund die Hälfte. In neueren Untersuchungen in Dauerbeobachtungsmeßflächen konnte begleitend zu der Abnahme atmosphärischer Schwefeldeposition ein Anstieg der pH-Werte in der Kronentraufe und gleichzeitig eine Verringerung der Sulfatkonzentrationen im Abfluß von Waldbeständen festgestellt werden (ALEWELL 1995). Eine Trendanalyse der letzten 11 Jahre im Fichtelgebirge zeigte, daß letztere im Vergleich zu der starken Abnahme des Sulfateintrages sehr gering ausfiel. Diese Diskrepanz wird auf die Freisetzung hoher Sulfat-Vorräte zurückgeführt, die sowohl im Oberboden als auch in den tiefgründig verwitterten granitischen Ausgangsmaterialien zu finden sind (ALEWELL 1995, MANDERSCHIED et al. 1999).

Die Schwefeldynamik wurde in Modellrechnungen mit relativ einfachen Algorithmen, die nur das Sorptionsverhalten von anorganischem Sulfat beschreiben (z.B. Langmuir-Isotherme), berechnet und prognostiziert. (ALEWELL & MATZNER 1993, ALEWELL 1995, ALEWELL 1998) Die Sulfatspeicherung ist abhängig vom Sorptionsverhalten der Böden (HODSON & LANGEN 1999). Diese lassen sich vereinfacht zwei Typen unterscheiden, die entweder eine geringe Speicherkapazität für eingetragenes Sulfat aufweisen (pedogenetisch relativ junge, sandige Böden) oder durch hohe Austauschkapazitäten relativ große Sulfatmengen sorbieren können (tiefgründige, lehmige Böden) (ALEWELL 1995). Für letztere Böden konnte mit den oben erwähnten Modellrechnungen eine jahrzehntelange Verzögerung der Sulfatfreisetzung berechnet (ALEWELL et al. 1997, MANDERSCHIED et al. 1999) und durch langjährige Messungen bestätigt werden (BOXMAN et al. 1995). Böden mit geringer Sorptionskapazität geben aufgespeicherte Sulfatmengen innerhalb von 4 - 5 Jahren mit einer Zunahme der pH-Werte und Alkalinität an die Bodenlösung und Gewässer weiter. Diese Dynamik konnte in Böden des Norddeutschen Tieflandes (ALEWELL & MATZNER 1993), Südnorwegens (WRIGHT et al. 1988) sowie der Südniederlande (VAN DIJK et al. 1992) gezeigt werden. Eine verzögerte Anhebung des pH-Wertes in Böden nach kontrollierter Reduktion der Sulfat-Deposition konnte auch in Langzeituntersuchungen in Bodenmonolithen festgestellt werden (HODSON & LANGEN 1999a).

Eine allgemeine Entwarnung hinsichtlich der Gewässerversauerung kann nach diesen Autoren

nicht gegeben werden. Denn während die pH-Werte atmogener Einträge weiter ansteigen, ist der Trend im Abfluß vieler Einzugsgebiete leicht abfallend und gleichzeitig mit einem auch weiterhin hohen Austrag basischer Kationen begleitet, so daß von einer Reversibilität der Bodenversauerung nicht gesprochen werden kann. Begleitet wird diese Entwicklung durch die stark verringerten Staubeinträge der letzten zwei Jahrzehnte, durch die die Deposition basischer Kationen stark abgenommen hat. Für Regionen mit geringer Pufferkapazität der Böden kann bei gleichbleibend hohen basischen Nährstoffausträgen zusammen mit den Anionen starker Säuren (Sulfat und Nitrat) sogar von einer Verschärfung der Bodenversauerung trotz stark reduzierter Sulfat- und Protonendeposition gesprochen werden.

Abb. 4-2: Entwicklung der akkumulierten Säuremenge (in $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1}$), der Säureemissionen (H_2SO_4 und HNO_3 in $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$), der jährlichen Emissionsraten von SO_2 und NO_x (in Millionen Tonnen pro ha und Jahr) und der Emissionsdichte für N und S (in $\text{kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland seit 1850



Die aus theoretischen Überlegungen und Befunden von Bilanzstudien hervorgehenden Einschätzungen der Veränderung des Bodenchemismus unter natürlichen und depositionsbedingten Umständen sowie die möglichen Auswirkungen der jüngeren Depositionsentwicklung auf den Boden sollen in im Rahmen dieser Arbeit für das Untersuchungsgebiet dargestellt werden und hinsichtlich der Systemstabilität bewertet werden. Zu diesem Zweck sind die im Kap. 5 aufgeführten Analysemethoden und Bewertungskriterien angewendet worden.

Aufgrund der theoretischen Vorüberlegungen dieses Kapitels und der Ergebnisse können die untersuchten Flächen Ökosystem-Stabilitätsphasen zugeordnet werden. Diese Zuordnung erfolgt in Kap. 6.5. Eine Beschreibung der Standorteigenschaften erfolgt in Kap. 6 mit einer anschließenden Bewertung des Bodenzustandes in Kap. 6.4.

5 Methoden

5.1 Allgemeines zur Methodik

In diesem Kapitel werden die angewendeten Methoden zur Erfassung der Elementflüsse, der Gewinnung von Probenmaterial, Lagerung, Verarbeitung und Analyse vorgestellt. Ergänzt werden die Angaben um die jeweils verwendeten Berechnungs-, Beurteilungs- und Statistikverfahren. Weicht die verwendete Methode von den aufgeführten Quellen ab, wird dies näher erläutert.

Neben dem Bodenzustand ist eine Quantifizierung der Elementeinträge zur Beurteilung von Gesamtsäurebelastung und der Abschätzung von Pufferkapazitäten sowie einer möglichen Erholung der Böden mit nachlassender Interceptionsdeposition nach der Entwaldung von Bedeutung. Die Stoffeinträge und die oberirdischen Stoffflüsse werden durch die Änderung von Systemvoraussetzungen durch Windwurf und der Schaffung freilandähnlicher Verhältnisse

schlagartig verändert. Die Modifizierung der Einträge und mögliche Auswirkungen auf den Bodenchemismus und weniger die Quantifizierung der Festlegungsraten in der Biomasse (Aufwuchs von Jungbeständen) stehen dabei in dieser Arbeit im Vordergrund. Die Lage der zu diesem Zweck eingerichteten Meßstellen sind in **Abb. 3-4** dargestellt.

Die Stickstoffmineralisation wird beispielsweise neben bodeninternen Gehalten von Nähr- und Schadstoffen auch von Einträgen über die Atmosphäre beeinflusst. Diese Bioelementeinträge und -flüsse können an verschiedenen Stellen des Ökosystems erfaßt werden. Neben den direkten Auswirkungen auf die N-Mineralisation, also dem Input des gesamten atmosphärischen Anteils, sind auch die Flüsse durch die Grenzflächen des Systems von Bedeutung, da hier der Input Veränderungen erfährt. Eine Differenzierung erfolgte innerhalb des Buchenbestandes durch die Oberflächen der Ökosystemkompartimente, meßbar als Stammablaufwasser und Kronentraufe. Der Input der Obergrenze des Kronenraumes (Freilandniederschlag) wurde an benachbarten Standorten an entsprechender bodennaher Stelle ermittelt.

Darüber hinaus wurden die Flüsse an verschiedenen Stellen des Systems gemessen. Dazu zählen die Grenzen Atmosphäre/Bestand, Humusaufgabe/Mineralboden und die diagnostischen Horizonte der Böden (**Tab. 5-1**). Es handelt sich dabei um solche Flüsse, bei denen das Niederschlags- oder Bodenwasser die Rolle des Trägermediums hat, in dem die Bioelemente in gelöster Form mitgeführt werden. Die Bioelement-Flüsse können so erfaßt werden, daß an der geeigneten Stelle Wasser aufgefangen und dessen Menge und Konzentrationen an Bioelementen bestimmt wird.

Einen Überblick über die durchgeführten Untersuchungen gibt **Tab. 5-1**. Die Analysemethoden sind in Kap. 5.6 beschrieben.

Die Schnittstellen zur Entnahme von Probenmaterial im Waldökosystem sind sehr vielfältig und die transportierten Stofffrachten unterliegen großer zeitlicher Variabilität (TENHUNEN et al. 1998). Die Erfassung aller relevanten Größen erfordert einen erheblichen Meßaufwand, der i.d.R. nur in interdisziplinärer Zusammenarbeit (ELLENBERG et al. 1986) und mit erheblicher finanzieller Unterstützung bzw. Förderung zu realisieren ist. Es versteht sich von selbst, daß im Rahmen dieser Arbeit nur Teilaspekte der stofflichen Umsetzungen im System betrachtet werden können und der Meßzeitraum zur Erfassung der Stoffflüsse im Kronenraum und im Sickerwasser lediglich ein Jahr (Juni 1996 bis Juli 1997) betragen konnte. Die so ermittelten Stoffflüsse sind deshalb nur als Kriterium zur groben Abschätzung insbesondere von Stickstoffeinträgen in das System und der Belastung des Protonenpuffers im Bestand und im Boden zu werten. Weiterhin konnten nicht alle Analysenlücken rechtzeitig bis zur Fertigstellung dieser Arbeit geschlossen werden. So gehen die ursprünglich geplanten Analysen zur Sickerwasserchemie der Humusaufgabe von Juni 1996 bis Juli 1997 nicht in diese Arbeit ein. Hier werden lediglich die Elementinventuren der Humusaufgabe interpretiert. Weiterhin sollte die Erfassung der Stickstoffmineralisation in der organischen Auflage und im Mineralboden in diesem Zeitraum Aufschluß über die Umsetzungsraten der mit dem Streufall eingetragenen Biomasse geben, um abzuschätzen, ob die mikrobiologische Dynamik im Boden in Abhängigkeit vom bodenchemischen Zustand die eingetragene Biomasse in einem bestimmten Zeitraum umsetzen kann oder ob es zur Anhäufung von Biomasse in der Humusaufgabe kommt. Da zum Zeitpunkt der Fertigstellung dieser Arbeit die Analyse der Stickstoffmineralisation und der Bodenatmung nur in Teilen beendet werden konnte, haben die Ergebnisse nur unvollständigen Charakter und dienen der unterstützenden Interpretation der in Kap. 2 beschriebenen Methoden – Erfassung der Kapazitätsgrößen - zur Einordnung des Stabilitätszustandes des Systems.

Weiterhin konnten die Stoffflüsse im Mineralboden nicht berechnet werden, da die Datengrundlage zur Erstellung eines Wasserhaushaltsmodells nicht ausreicht. Hier wird im Rahmen dieser Arbeit lediglich mit den *Elementkonzentrationen* im Sickerwasser gearbeitet, während für den oberirdischen Teil des Ökosystems *Stoffflüsse* in die Interpretation mit einbezogen werden können.

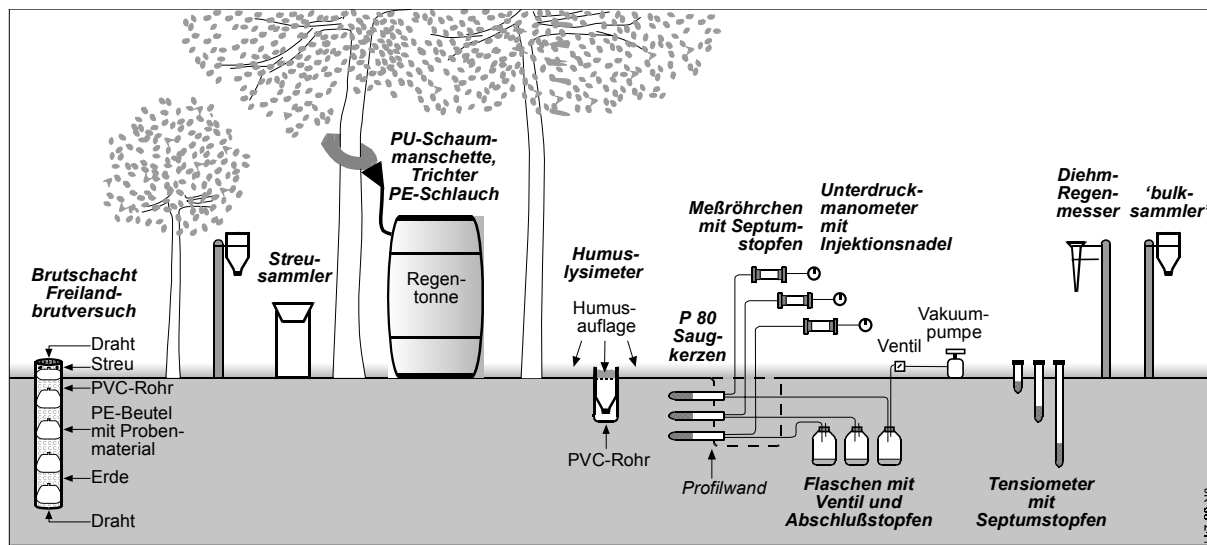
Tab. 5-1: Übersicht des Versuchsdesigns, Sammelmethode und -frequenzen zur Ermittlung von Stoffflüssen

Parameter/ und Kompartimente	Sammel-Methode und Probenentnahme	Standorte	Sammelfrequenz
Freilandniederschlag	DIEHM-Regenmesser PE-Sammler, Eigenbau	3*2 DIEHM-Regenmesser/"Bulk-Sammler" in der Schlagflur	wöchentlich
Kronentraufe	PE-Sammler, Eigenbau	45 „Bulk-Sammler“ unter 3 Buchen und 36 "Bulk-Sammler" an 12 Profilstandorten der Humuslysimeter	wöchentlich
Stammablauf	Sammelmanschette, Regentonnen	3 Standorte	wöchentlich
Streufall, Knospenschuppen	0,05 bzw. 0,015 m ² PE-Sammler	81 Sammler verteilt auf 15 Probeflächen der Standorttypen	2-wöchentlich
Humusauflage *)	Humuslysimeter, Eigenbau	36 Humuslysimeter auf 12 Profilstandorten	wöchentlich
Mineralboden	s. Kap. 5.5 und 5.6	14 Profile	Meßkampagnen (s. Kap. 5.5)
Sickerwasser *)	Keramische Saugkerzen	12 Profile	3-wöchentlich
Saugspannung	Tensionmeter	12 Profile	wöchentlich

Quellen: BÜCKING (1982), MEIWES et al. (1984b).

*) In diesen Kompartimenten konnten keine Stoffflüsse errechnet werden, da kein Wasserhaushaltsmodell vorliegt (Sickerwasser) oder Daten noch nicht vorliegen (Humuslysimeter)

Abb. 5-1: Schematische Darstellung des Meßaufbaus



5.2 Wasserhaushalt

Für den Wasserhaushalt ist im Untersuchungsgebiet der Niederschlag die einzige Eintragsgröße, da in dem verkarsteten Gelände kein seitlicher Zufluß stattfindet. In mitteleuropäischen Wäldern fallen 95 % des Niederschlags als Regen bzw. Schnee, 4 – 5 % in Form von Tau oder Rauhreif und ein geringer Rest als Nebelniederschlag (OTTO 1994). ELLENBERG (1996a) teilt das Niederschlagswasser nach dem Auftreffen auf die (Erd-) Oberfläche in Niederschlagsinterceptions-, Evaporations- und Bestandesniederschlagswasser ein. Die Niederschlagsinterception (I) ergibt sich aus der Differenz der Niederschläge oberhalb des Kronendaches, im weiteren Freilandniederschlag (FN) genannt, und unterhalb des Kronendaches (Bestandesniederschlag BN, Gleichung 3). Die Niederschlagsinterception variiert je nach Baumart, Alter, und Dichte des Bestandes und nach der Niederschlagsintensität und -variabilität (ELLENBERG 1996a) und stellt eine physiologisch nicht nutzbare Feuchtigkeitsmenge, also Verlust dar (OTTO 1994).

Gleichung 3: $I = FN - BN$

Die Niederschläge unterhalb des Kronendaches (BN) setzen sich aus der Kronentraufe (KR) und im Falle von Buchenwäldern aus dem Stammabfluß (ST) zusammen. Für einen nennenswerten Stammabfluß sorgt bei der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.), im Gegensatz zu anderen Baumarten, die charakteristische Kronenmorphologie („Trichtertyp“), die die Eigenheit hat, das

Regenwasser zu sammeln und zentral über den Stamm abzuführen (OTTO 1994). Der Bestandesniederschlag muß also in Buchenwäldern in folgender Weise differenziert werden (Gleichung 4).

Gleichung 4: $BN = KR + ST$

Der Bestandaufbau hat somit Einfluß auf die Wassermenge, die letztendlich in der Humusaufgabe und im Mineralboden ankommt. Der Wasserhaushalt des Bodens ist Bestandteil des allgemeinen hydrologischen Kreislaufs und kann mit der Gleichung 5 beschrieben werden.

Gleichung 5: $N = ET + V + O + \Delta W$

Dabei bedeuten N = Niederschlag, ET = Evapotranspiration, V = Versickerung in das Grundwasser, O = Oberflächenabfluß und ΔW = Wasservorratsänderung (HARTGE & HORN 1991, 166). Die Jahresbilanz des Wasserhaushalts von Waldbeständen ist dabei nur selten ausgeglichen, da es in niederschlagsreichen Jahren zur Ansammlung eines Wasservorrates im Boden kommen kann, der im trockenen Folgejahr wieder verbraucht wird. Die Termini auf der rechten Seite der Wasserhaushaltsgleichung sind in großem Maße von den Eigenschaften des Bodens und des Bestandaufbaus abhängig. Außerdem unterliegen die Parameter einer großen saisonalen Variabilität und führen dadurch zu Veränderungen im Boden, die sich, je nach Bodeneigenschaften, in Staunässe oder Austrocknung des Bodens äußern.

5.3 Messung der Elementeinträge in Regenlösungen: Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammabfluß

Für diese Arbeit sind der auf ein Waldökosystem auftreffende Niederschlag (Freilandniederschlag) und die im Waldökosystem auftretenden Bestandesniederschläge (Stammabfluß und Kronentraufe) beprobt und gemessen worden. Hierfür mußten geeignete Sammelgefäße zur Probengewinnung gebaut und installiert werden.

Die Probengewinnung erfolgte im wesentlichen nach den Methoden von MEIWES et al. (1983, 1984b) und CASSENS-SASSE (1987) und wurden den gegebenen Umständen und Möglichkeiten angepaßt.

Die Beprobung des Freiland- und des Bestandesniederschlages erfolgte im Zeitraum vom 01. Juli 1996 bis 30. Juni 1997. Zu diesem Zweck wurden ein Standort für die Erfassung des Freilandniederschlages ausgewählt (F) und drei Baumstandorte (A, B, C) für Stammabfluß und Kronentraufe eingerichtet (*Tab. 3-2* und *Abb. 3-4*).

Die Erfassung der Freilandniederschläge erfolgte auf einer durch die Sturmzyklonen von 1990 entwaldeten Windwurffläche. Im angrenzenden Buchenwaldbestand konnte der Versuchsaufbau zur Messung der Bestandesniederschläge an den Standorten A, B und C an jeweils einer Buche installiert werden. Die Buche A nimmt im Bestand eine randliche Lage ein, während die Beprobung der Bäume B und C im Bestand erfolgte.

5.3.1 Methodischer Ansatz zur Erfassung von Depositionsraten in Waldökosystemen

Die erste Systemebene, mit der Luftverunreinigungen interagieren, ist in ökosystemarer Sicht der Kronenraum von Waldbeständen. Auf analytischem Wege ist die direkte Bestimmung der Deposition luftgetragener Stoffe im Kronenraum von Waldökosystemen nicht möglich. Dies wird verständlich, wenn man sich verdeutlicht, daß diese Stoffe mit Produkten des internen Stoffkreislaufes des Bestandes vermischt werden. Zur Lösung dieses Problems schlugen ULRICH et al. (1979a) eine systematische Trennung von Niederschlagsdeposition und Interceptionsdeposition vor.

5.3.2 Niederschlagsdeposition

Die Erfassung der Niederschlagsdeposition kann oberhalb des Kronendaches nur mit erheblichem Aufwand - Erstellung eines über das Kronendach hinausragenden Meßturmes - betrieben werden. Da dies nicht möglich war, wurde diese Niederschlagsform - im folgenden als Freilandniederschlag = FN oder Niederschlagsdeposition = ND bezeichnet - auf der benachbarten Schlagflur erfaßt. Einflüsse auf die Messungen können durch die Veränderungen des Windfeldes als auch der chemischen Zusammensetzung durch Re-Insertion hervorgerufen werden, so daß der Abstand der Meßeinrichtungen zum Waldrand mindestens die zweifache Länge der Bäume betragen sollte (CASSENS-SASSE 1987). Diese Entfernung der Meßeinrichtung vom Bestand konnte wegen der geringen Flächengrößen und aus Gründen der Erreichbarkeit der Flächen nicht eingehalten werden und betrug ca. 1,5 Baumlängen.

Auf der Schlagflur wurden jeweils drei genormte DIEHM-Regenmesser und drei Eigenbauten mit einer Auffangfläche von 147,4 cm² auf 1 m hohen Pflöcken auf umgestürzten Wurzeltellern erhöht aufgestellt. Zur Vermeidung von Verschmutzung durch Insekten oder Blätter wurden die Öffnungen mit Nylon-Gaze abgedeckt.

Die Probennahme erfolgte wöchentlich, nach starken Regenfällen auch häufiger. Bei jeder Leerung wurden die Inhalte der Meßbehälter, sowohl der Diehm-Regenmesser, als auch der Eigenbauten, zu jeweils einer Mischprobe vereinigt. Die Niederschlagsmenge wurde festgehalten und die Auffanggefäße gereinigt oder ausgetauscht. Die Lagerung der Proben erfolgte bei 4⁰ C in PE-Flaschen.

5.3.3 Kronentraufe

Die Gewinnung der Kronentraufe erfolgte an je drei Reihen mit fünf Regenmessern in den jeweiligen Versuchsbeständen des Buchenwaldes unterhalb des Kronendaches an drei Bäumen, die anhand ihrer Morphologie, ihres Alters und der Größe für das untersuchte Waldökosystem einen repräsentativen Querschnitt darstellten (**Abb. 5-2**).

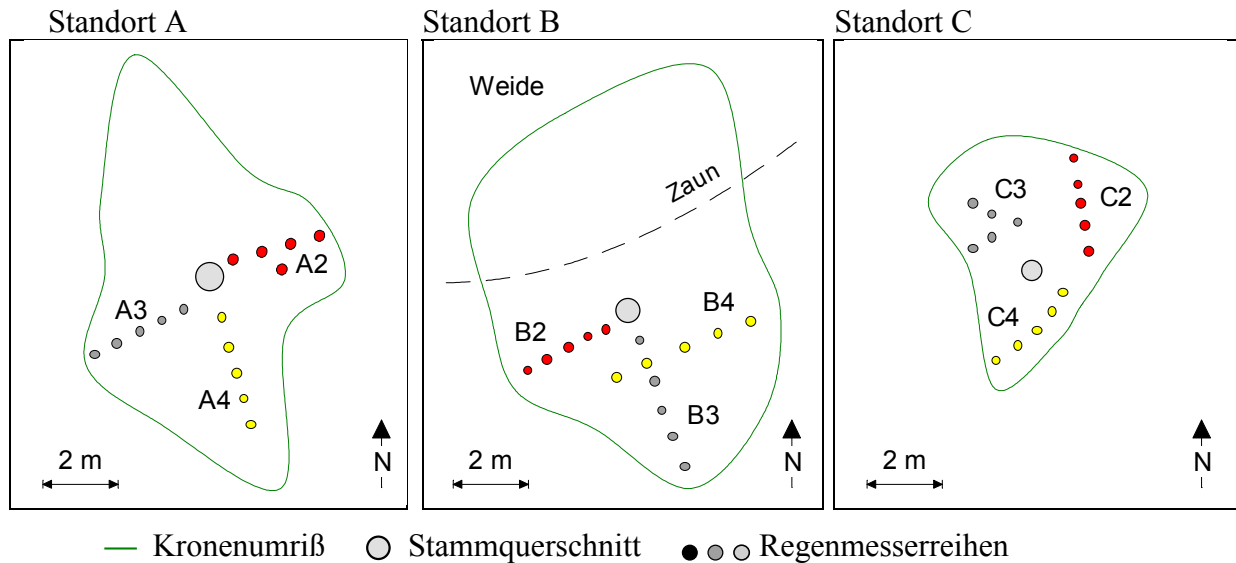
Die Buche des Standortes A befindet sich unmittelbar am Übergang des ehemals geschlossenen Waldbestandes zur Schlagflur. Der Stamm- und Deckungsbereich des Waldes ist nach Süden hin weitgehend offen und somit bei ungünstigen Windverhältnissen exponiert für seitlichen Eintrag. Dieser durch die Sturmzyklonen von 1990 neu entstandene Waldrand wird hier als sekundärer Waldrand bezeichnet. Die gewählte Buche ist ca. 150 Jahre alt und hat eine Kronenprojektionsfläche von ca. 188 m² auf den Boden. Die Regenmesser wurden in drei Reihen unterhalb des südlichen Kronendaches aufgestellt.

Standort B befindet sich am nördlichen Rand des Waldes, der dort von einer Viehweide begrenzt wird. Auf der zur Weide hin gerichteten Seite ist die ausgewählte Buche auf ganzer Höhe belaubt (primärer Waldrand). Mit ca. 229 m² hat dieser Baum die größte Kronenprojektionsfläche der drei untersuchten Buchen und ist ca. 130 Jahre alt. Die Aufstellung der Regenmesser erfolgte im zugänglichen südlichen Teil des Kronendaches im geschlossenen Bestand.

Die Buche am Standort C ist mit einem Alter von ca. 130 Jahren und einer Kronenüberdeckung des Bodens von ca. 106 m² der jüngste und kleinste Baum der Untersuchung (**Tab. 3-2**). Dieser steht im zentralen Teil des noch vorhandenen geschlossenen Buchenwaldes und ist mit seiner Krone mit den benachbarten Bäumen verzahnt. Die drei Regenmesserreihen wurden gleichmäßig unter der gesamten Baumkrone verteilt (**Abb. 5-2**).

Die Probennahme erfolgte wöchentlich, nach starken Regenfällen auch häufiger. Bei jeder Leerung wurde der Inhalt der Regenmesser jeder Meßreihe zu jeweils einer Mischprobe vermengt, so daß für jeden Entnahmeterrin drei Mischproben pro Baum zur Verfügung standen. Gleichzeitig wurden die Niederschlagsmengen festgehalten.

Abb. 5-2: Schematische Übersicht über die Standorte A, B und C mit der Lage der Kronentraufe-Meßreihen



Am Ende eines halben Monats wurden alle innerhalb einer Meßreihe gesammelten Proben zu Halbmonatsproben zusammengefaßt und bis zur Analyse wieder im Kühlraum gelagert. In den Wintermonaten Januar und Februar wurden alle Regenmesser pro Meßreihe durch je einen 10-Liter Polystyrol-Eimer mit einer Auffangfläche von $551,6 \text{ cm}^2$ ersetzt, um die als Schnee fallenden Niederschläge aufzufangen. Die Weiterbehandlung der Proben erfolgte wie beim Freilandniederschlag (MEIWES et al. 1983 und. 1984b, CASSENS-SASSE 1987).

5.3.4 Stammabfluß

Der Stammabfluß wurde durch das Anlegen von Polyurethanschaummanschetten, die zum Stamm hin mit Silikon abgedichtet wurden, an den ausgewählten Bäumen aufgefangen und über PVC-Schläuche in große, miteinander verbundene PE-Regentonnen geleitet (vgl. MEIWES et al. 1984b). Das Volumen der Tonnen betrug 840 l am Standort A, 720 l am Standort B und 240 l am Standort C.

5.3.5 Kronenrauminteraktionsmodell, Kronenraumprozesse und Bilanzierung von Depositionsraten

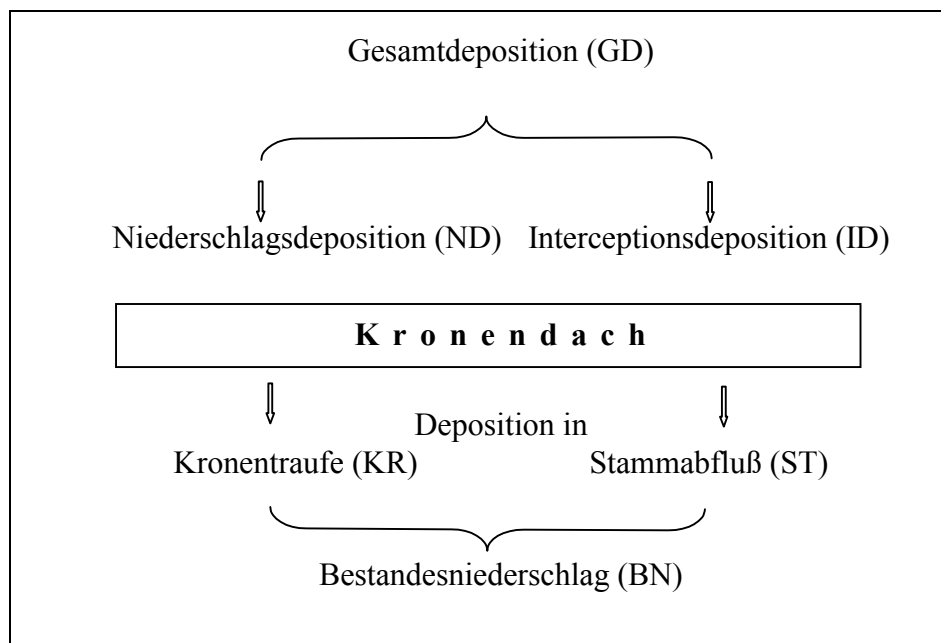
Im Kronenrauminteraktionsmodell werden Daten aus dem Freilandniederschlag und dem Bestandesniederschlag miteinander verrechnet, um die Gesamtdeposition und Kronenraumbilanzen ermitteln zu können. Das angewendete Kronenrauminteraktionsmodell beruht im wesentlichen auf den Ergebnissen und Methoden von KUES 1984, MEIWES et al. 1984b, ELLENBERG et al. 1986, CASSENS-SASSE 1987, BREDEMEIER 1987, MATZNER 1988 und ULRICH 1979a, 1982a, 1991b.

Das Kalkulationsschema (**Tab. 5-2**) wird im folgenden erläutert. Es bedeuten hier im einzelnen: GD = Gesamtdeposition, ID = Interceptionsdeposition, ND = Niederschlagsdeposition, Q = Quellen bzw. Senkenterm, KDD = Kronendachdifferenz (Bestandesdeposition minus Niederschlagsdeposition).

ULRICH 1982a unterteilt die an der Gesamtdeposition beteiligten Prozesse in Niederschlagsdeposition ($ND = FN$) und Interceptionsdeposition (ID). Die chemische Zusammensetzung des Niederschlagswassers wird durch die Kronenraumpassage verändert. Die beteiligten komplexen Prozesse und wechselseitigen Beeinflussungen von inneren und äußeren Oberflächen des Be-

standes mit den deponierten Substanzen sind nur schwer zu erfassen. Im wesentlichen handelt es sich dabei um die Veränderung des Niederschlagswassers durch das Abwaschen deponierter Substanzen und die Auswaschung bzw. Aufnahme von Stoffen durch die Pflanzen und darauf lebenden Organismen. Die Quantifizierung der Teilprozesse stellt dabei die eigentliche Schwierigkeit bei der Betrachtung der Elementumsätze im Kronenraum dar (MATZNER 1988). Die Berechnung der Interceptionsdeposition ist wegen der vielfältigen Kronenrauminteraktionen besonders mit Fehlern behaftet, gleichzeitig aber zur Quantifizierung der Gesamtdeposition ($ND + ID$) unerlässlich, zumal Waldbestände mit ihrer im Verhältnis zum Freiland wesentlich größeren Oberfläche, einen beachtlichen Teil der Stoffdeposition durch Interceptionsdeposition erhalten. Bei dem hier verwendeten Meßansatz wurden die Interceptionsraten aus den gemessenen Elementkonzentrationen und Eintragsraten in den Freilandniederschlägen (Niederschlagsdeposition, ND) und Bestandesniederschlägen (BN) ermittelt, wobei sich die des Bestandesniederschlags aus denen der Kronentraufe und des Stammabflusses zusammensetzen (Gleichung 6 in **Tab. 5-2**). Die in ULRICH (1983, 1991b), MEIWES et al. (1984b) und ELLENBERG et al. (1986) vorgestellten Berechnungswege zur Quantifizierung der Interceptionsdeposition und des Umsatzes im Kronenraum aus der Messung der Niederschlagsdeposition und des Eintrags mit dem Bestandesniederschlag wurden in dieser Arbeit in leicht veränderter Form angewendet. Der Zusammenhang der Depositionsarten ist in **Abb. 5-3** dargestellt.

Abb. 5-3: Schematisierte Wiedergabe der Meßanordnung und Zusammenhänge der Kompartimentflüsse im Buchenwald



Die Gesamtdeposition (GD) eines beliebigen Elementes x ist gleich der Summe der Interceptionsdeposition (ID) und der Niederschlagsdeposition (ND) (Gleichung 7 in **Tab. 5-2**). Die über die Atmosphäre eingetragenen Stoffe können aber sowohl gasförmig als auch partikulär vorliegen (Gleichung 9) und durch Prozesse im Kronenraum verändert werden (Gleichung 8, Gleichung 10). Diese Veränderung kann sich in einer **Quellenfunktion** des Kronenraumes, also bei der Blattauswaschung von Stoffen während der Vegetationsperiode, der Auswaschung aus den Blättern vor dem herbstlichen Blattfall, dem Kationenaustausch im Blattgewebe, die Lösung von ungelösten Stoffen in deponierten Partikeln, oder in der **Senkenfunktion** durch Aufnahme in der Phyllosphäre, Assimilation, Ausfällung oder Adsorption von gelösten Stoffen sowie der Retention von Partikeln ausdrücken (Q). Ist Q negativ, fungiert der Kronenraum als Senke, bei positiven Werten als Quelle. Diese Prozesse werden in Gleichung 8 und 10 unter Q als Quellen- und Senkenterm zusammengefaßt. Der Bestandesniederschlag (BN) des Stoffes x errechnet sich

als Funktion der Niederschlagsdeposition (ND), der Interceptionsdeposition (ID) sowie des Quellen- und Senkenterms (Q) des Kronendaches. Die Gleichung enthält zwei Unbekannte, nämlich ID und Q. Bei der Datenauswertung wird zunächst nach Q gesucht, so daß danach die Gleichung nach ID aufgelöst werden kann. MATZNER et al. (1982) und ULRICH (1979 und 1983b) setzen die Quellenfunktion von Na-, Cl- und SO₄-Ionen gleich 0 und stützen diese Annahme auf die Tatsache, daß die Gehalte der Blattorgane an Na und Cl im Vergleich zu den deponierten Stoffmengen unerheblich sind und der in der Pflanze vorkommende Schwefel vorwiegend in S-haltigen Aminosäuren fest gebunden ist, so daß er kaum der Auswaschung unterliegt. Aus dieser Annahme ergibt sich Gleichung 11. Natrium wird nur als Partikel deponiert, da keine Gasphase von Natrium in der Atmosphäre vorliegt. Eine hohe gasförmige Cl-Deposition kann ebenfalls vernachlässigt werden, da das Na/Cl-Verhältnis in den Bestandesniederschlägen annähernd dem des Meerwassers entspricht (MATZNER 1988). Abweichungen treten bei hohen Cl-Gehalten in der Atmosphäre durch Verbrennungsvorgänge auf. Da für Natrium keine Kronenrauminteraktion (Q = 0) und lediglich partikuläre Interceptionsdeposition angenommen wird, kann die Berechnung der partikulären Interception von H, Ca, Mg, K, Mn und S durch Multiplikation mit dem Verhältnis aus der ID_{Na} und der ND_{Na} berechnet werden (Gleichung 12). Dabei wird vorausgesetzt, daß das Verhältnis ID/ND von Natrium hinsichtlich der Interceptionsdeposition auch für die anderen Elemente gilt. Die Quellen- und Senkenterme für die anderen Elemente ergeben sich aus der Differenz zwischen der Gesamtdeposition und den Elementflüssen mit den Bestandesniederschlägen (Gleichung 10).

Für die Elemente K, Mg, Ca und Mn kommt nur partikuläre Interceptionsdeposition in Frage, während für S und H auch gasförmige Deposition berücksichtigt werden muß. Aus Gleichung 11 ist ID_x für S bekannt und aus Gleichung 12 kann ID_{partikulär} für S berechnet werden. Somit ergibt sich ID_{gas} für S aus Gleichung 9. Da die Deposition von SO₂ letztlich zur Bildung von H₂SO₄ führt, ist die gasförmige Deposition von S der von H⁺ äquivalent (in Mol Ionen-Äquivalenten ausgedrückt, Gleichung 13). Die Gesamtdeposition von Protonen ist somit ermittelbar und aus der Differenz zu den Bestandesniederschlägen die Abpufferung von H⁺-Ionen im Kronenraum (Q) quantifizierbar.

Tab. 5-2: Kalkulationsschema der Kronenrauminteraktion in Buchenwaldbeständen

Gleichung 6	$BN = KR + ST$	
Gleichung 7	$GD_x = ID_x + ND_x$	(x = K, Ca, Mg, Na, Mn, H, NH ₄ , NO ₃ , SO ₂ , Cl)
Gleichung 8	$BN_x = ND_x + ID_x + Q_x$	
Gleichung 9	$ID_x = ID_{partikulär\ x} + ID_{gas\ x}$	
Gleichung 10	$ID_x = BN_x - ND_x - Q_x$	
Gleichung 11	$ID_y = BN_y - ND_y$	(y = Na, Cl, S)
Gleichung 12	$ID_{partikulär\ x} = \frac{ID_{Na}}{ND_{Na}} \cdot ND_x$	(x = H, K, Mg, Ca, Mn oder S)
Gleichung 13	$ID_{gas}^S = ID_{gas}^{H^+}$	
Gleichung 14	$KDD = BN - ND$	
Gleichung 15	$A_N = ID_{NH_4} + ND_{NH_4} + ID_{NO_3} + ND_{NO_3} - BN_{NH_4} - BN_{NO_3} - BN_{N_{org}} - ND_{N_{org}}$	

QUELLE: ULRICH (1991b)

Stickstoff ist im Kronenraum spezifischen Prozessen unterworfen, was eine Quantifizierung der Interceptionsdeposition und damit auch der Gesamtdeposition von N schwierig macht. Dazu gehört z. B. die Assimilation deponierten Stickstoffs durch die Pflanzen. Im Zuge von Interaktionen kann es ferner zu Umwandlungen zwischen den N-Formen NH₄, NO₃, N_{org}, NO_x, N₂ und NH₃ kommen, welches auch in den Sammelgefäßen geschehen kann (MATZNER 1988). Ferner besteht für N sowohl die Möglichkeit der gasförmigen Interceptionsdeposition (NH₃, NO_x, HNO₃-Dampf) als auch der partikulären Interceptionsdeposition.

Hinweise auf den Prozeß der Assimilation bzw. darauf, daß bedeutende Anteile des deponierten N im Kronenraum verbleiben, ergeben sich aus der Kronendachdifferenz

($KDD = BN - ND$) für NH_4 und NO_3 (Gleichung 14). Die negative Kronendachdifferenz während einiger Monate zeigt, daß Teile der Niederschlagsdeposition von NH_4 und NO_3 trotz hinzukommender Interceptionsdeposition von N in der Krone assimilieren (Senke) und somit der Eintrag mit dem Bestandesniederschlag geringer ist als derjenige mit dem Freilandniederschlag (MATZNER 1988). Der Bestimmung der Deposition für N aus den Daten der Niederschlagsmessung stehen also im Vergleich zu den anderen Elementen eine Reihe von Problemen entgegen.

In einer groben Annäherung soll hier nach MATZNER (1988) die Rate der Interceptionsdeposition für NH_4 und NO_3 unter Vernachlässigung gasförmiger Deposition, über das Verhältnis Interceptionsdeposition /Niederschlagsdeposition für Na abgeschätzt werden (Gleichung 15). Ein solches Vorgehen stellt nach MATZNER (1988) mit Sicherheit eine konservative Schätzung der Interceptionsdeposition von N dar.

Die Assimilation von N (A_N) ergibt sich somit aus der Gesamtd deposition von NH_4 und NO_3 abzüglich der Bestandesniederschläge von NH_4 und NO_3 . Letztlich werden der Bestandesniederschlag und die Niederschlagsdeposition von N_{org} abgezogen und damit als Umwandlungsprodukt deponierten Stickstoffs im Kronenraum betrachtet. Die Interceptionsdeposition von N_{org} wird dabei vernachlässigt, was zu einer weiteren Unterschätzung der Rate der N-Assimilation führt. Da für diese Arbeit kein organischer N gemessen werden konnte, können für diesen wichtigen Teil des N-Kreislaufs hier keine Daten angegeben werden.

5.3.6 Bewertung der atmosphärischen Deposition mit dem „critical levels“- und „critical loads“-Konzept

Als „critical loads & levels“ sind rezeptorspezifische ökologische Belastungsschwellen bezüglich eines oder mehrerer Schadstoffe zu verstehen (NAGEL & GREGOR 1999). „Critical levels“ (kritische Konzentrationen) beziehen sich dabei auf den direkten Wirkungspfad Luftschadstoffkonzentration – Rezeptor, während „critical loads“ (kritische Eintragsraten) die Sensitivität der Rezeptoren gegenüber Schadstoffdepositionen beschreiben, deren potentielle Einflußnahme auf Ökosysteme auf indirektem Weg, z.B. über chemische Veränderungen in Böden oder Gewässern, erfolgt (UN ECE 1996). Eine Bewertung der zeitlich und räumlich aktuell vorliegenden Konzentrationen bzw. Inputraten in Ökosysteme wird durch den Vergleich mit systemspezifischen kritischen Werten möglich.

Problematisch ist bei diesem Bewertungsverfahren, daß bei der Verwendung von festen kritischen Werten davon ausgegangen wird, daß das betrachtete System statisch ist bzw. sich in einem Fließgleichgewicht befindet. Diese Annahme trifft aber nur dann zu, wenn eine sehr lange Zeitspanne gleichbleibender Randbedingungen angenommen wird. Deshalb muß bei der Anwendung dieses Verfahrens berücksichtigt werden, daß der Vergleich von aktuellen Werten mit statistischen, systemspezifischen kritischen Werten eine grundsätzlich andere Aussagekraft hat, als die dynamische Modellierung der exogen beeinflussenden Stoffflüsse unter Berücksichtigung von Rückkopplungen, Adaption und räumlichen Strukturen (ASHMORE et al. 1990).

Bei dem Bewertungsansatz („critical/actual loads“) wird der Vergleich mit aktuell gemessenen Stoffeintragsraten, z.B. Säure- und eutrophierende Stickstoffeinträge in Waldböden, vorgenommen und mit den kritischen Werten, die schädigende Effekte oder strukturelle und funktionale Veränderungen in Waldökosystemen zur Folge haben können, verglichen. Übersteigt dabei die aktuell gemessene stoffliche Belastung eines Ökosystems über einen definierten Zeitraum die für einen bestimmten Systemzustand spezifische Puffer- oder Aufnahmekapazität, wird das System instabil, so daß strukturelle und funktionale Veränderungen in den Kompartimenten auftreten können (DE VRIES 1991, DE VRIES & GREGOR 1991, DE VRIES & KROS 1991, ELLENBERG et al. 1986, GRENNFELT & THOERNELOEF 1992).

Dieses Verfahren setzt voraus, daß für die Quantifizierung von „critical loads“ eindeutig definierte Parameter als Indikatoren der Systemstabilität oder –destabilisierung nötig sind. Die Verwendung verschiedener Indikator-Parameter kann daher auch verschiedene „critical loads“

zur Folge haben. Für die Beurteilung von Stickstoffeinträgen können beispielsweise folgende Kriterien verwendet werden:

- Treten Nährstoffungleichgewichte auf (z.B. N/K)?
- Treten Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung auf? Hat z.B. die erhöhte N-Deposition die Ausbreitung nitrophiler Arten im Waldökosystem zur Folge?
- Überschreitet die NO_3 -Konzentration im Sickerwasser den Trinkwassergrenzwert?

Die auf diese Weise ermittelten kritischen Größen können in der Umweltpolitik eine weitestmöglich objektive, systemorientierte Bewertungsgrundlage gemessener oder modellierter Parameter liefern. In der Praxis ergeben sich aber zahlreiche Quantifizierungsprobleme, da nicht nur monokausale Wechselwirkungen, z.B. zwischen Stoffeintrag und Organismus, sondern die von der Einwirkung der Stoffe bzw. Stoffgruppen induzierten Änderungen der Systemstabilität beurteilt werden sollen. Wegen der Komplexität ökosystemarer Strukturen und Funktionen ergeben sich zwangsläufig Probleme in der Aussagekraft solcher Vorgehensweisen. Zum einen bestehen Unsicherheiten bei der Messung von aktuellen Eintragsraten und Schädigungsprozessen, zum anderen ist immer noch ein mangelhaftes Kenntnis der Strukturen und der Dynamik auch nur der wichtigsten Ökosysteme und ihrer Interaktion mit Nachbarsystemen zu beklagen. Sind systeminterne Strukturen schon nur mit erheblichem Forschungsaufwand zu erkennen, bestehen nur sehr ungenügende Kenntnisse des Stabilitätsverhaltens von belasteten Ökosystemen.

Bezieht man die genannten Unsicherheiten zur Beurteilung ein, scheint es ein fast aussichtsloses Unterfangen zu sein, generalisierbare und objektiv begründbare Grenzwerte und -raten zu erstellen. Politische Handlungsfähigkeit setzt jedoch einen Rahmen voraus, in dem tatsächliche Größen und deren Wirkungen auf Ökosysteme zuzuordnen sind. Da diese Größen aber in der Regel nicht vorliegen, fehlt die Grundlage für mehr oder weniger objektiv begründbare Handlungsvorgaben (z.B. Emissionsverminderung) sowie der Festlegung von Zielgrößen (z.B. Emissionsgrenzwerte), was zu einer wesentlich schlechteren Durchsetzbarkeit umweltpolitischer Maßnahmen führt (z.B. Emissionsreduktion durch neue Verkehrskonzepte).

Forschungsschwerpunkte mit ökosystemarem Ansatz und der Schätzung kritischer Stoffeintragsraten und -konzentrationen können dazu beitragen, dem Ziel, sinnvolle Handlungsvorgaben zu formulieren, näherzukommen, denn nur die Systemforschung ist in der Lage, die Wirkungen von Störgrößen auf die Systemstabilität und nicht nur auf einzelne Strukturen oder Funktionen abzuschätzen.

Ein Teilziel dieser Arbeit ist es eine vorläufige Bewertung der Auswirkungen beobachteter Eintragsraten mit abgeschätzten kritischen Eintragsraten in die betrachteten Systeme, unter Berücksichtigung von Instationarität durch Säurebelastung und Windwurf vorzunehmen. Von Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Tatsache, daß die Standortfaktoren der untersuchten Flächen wegen der Besonderheit des Kalkes als Ausgangssubstrat, erheblich von den in den Mittelgebirgen Deutschlands vorkommenden silikatischen Gesteinen abweichen. Angesichts der oben geschilderten Probleme kann es sich dabei aber nur um eine vorläufige und grobe abschätzende Bewertung handeln.

Im weiteren werden die „*critical loads*“ für potentielle Säureeinträge und eutrophierende Stickstoffeinträge aus einfachen Massenbilanzrechnungen aus GAUGER et al. (1997) entnommen, die auf der Grundlage des Berechnungsverfahrens des „Manual on methodologies for mapping critical loads & levels“ (UN ECE 1996) basieren. Zur Abschätzung der „*critical loads*“ für Säureeinträge ($CL_{(AC_{pot})}$) wurden die mittleren Verwitterungsraten der Ausgangssubstrate Löß und Kalk (SVERDRUP 1990) unter Berücksichtigung des Tonanteils herangezogen. Die auf Grundlage der Material- und Texturklassen (DE VRIES 1991) definierten Werte können allerdings nur als Orientierung dienen.

Verwitterungsraten für verschiedene Material- und Texturklassen bis 1m Tiefe für Böden aus Löß über Kalkstein (DE VRIES 1991, 81):

Material- und Texturgruppe	Verwitterungsrate (kmol _c ·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	mittlere Horizontmächtigkeit (dm)
Löß: Ah- und Al-Horizont:	0,75-1,25	0,4
Löß: Bt-Horizonte:	1,75	0,4
Kalk: IIBt-Horizonte:	2,75	0,2
mittlere Verwitterungsraten des Materialmix bis 1 m Tiefe: 1,65 kmol _c ·ha ⁻¹ ·a ⁻¹		

Verwitterungsraten für verschiedene Material- und Texturklassen bis 0,5 m Tiefe für Lößprofile (DE VRIES 1991, 81):

Material- und Texturgruppe	Verwitterungsrate (kmol _c ·ha ⁻¹ ·a ⁻¹)	mittlere Horizontmächtigkeit (dm)
Löß: Ah- und Al-Horizont:	0,75-1,25	0,4
Löß: Bt-Horizonte:	1,75	0,1
mittlere Verwitterungsraten des Materialmix bis 0,5 m Tiefe der Lößprofile: 0,575 kmol _c ·ha ⁻¹ ·a ⁻¹		

Die „critical loads“ für Stickstoffeinträge wurden über die mittleren N-Fixierungsraten von Buchenbeständen festgelegt. DE VRIES & GREGOR (1991) geben als mittlere jährliche Stickstoffaufnahme von Buchen 9,9 kg·ha⁻¹·a⁻¹ an. Da der Stickstoff im System unter normalen Umständen, wenn also keine Entkopplung von Ionenkreisläufen vorliegt, nach der Freisetzung durch Mineralisation wieder in der Biomasse festgelegt wird, kann die zusätzlich jährlich eingetragene Stickstofffracht, die der Festlegung im Baum entspricht, als kritischer Wert für N-Einträge (CL_{nut}(N)) herangezogen werden. Da die Stickstoffaufnahme im Ökosystem jedoch nicht alleine durch die Baumvegetation vollzogen wird, erhöht sich der CL_{nut}(N) um die Beträge der Aufnahme durch die Strauch- und Feldschicht sowie durch Bodenorganismen. So werden von ROELOFS (1986), TYLER (1987) und LILJELUND & TORSTENSSON (1988) Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung (z.B. Vergrasung) bei 1,4 kmol N·ha⁻¹·a⁻¹ (20 kg N·ha⁻¹·a⁻¹) festgestellt. Da Stickstoff aber bis zu einem gewissen Grad im Ökosystem akkumuliert wird und die sich die Reaktion solcher Systeme hinsichtlich der N-Anreicherung eher langsam vollzieht, wurde von diesen Autoren eine obere Grenze der „critical loads“ für N-Einträge von 1 kmol N·ha⁻¹·a⁻¹ (15 kg N·ha⁻¹·a⁻¹) formuliert.

Den „critical loads“ gegenüber steht die tatsächliche Deposition atmosphärischer Schadstoffe. Zur Bestimmung der Überschreitung der „critical loads“ für eutrophierenden Stickstoff wird CL_{nut}(N) mit der Gesamtdosition oxidierter und reduzierter Stickstoffverbindungen (N_{dep}) verglichen (Gleichung 16).

Gleichung 16: $N_{dep} = NO_{y\ dep} + NH_{x\ dep}$ [eq·ha⁻¹·a⁻¹] GAUGER et al. (1997, 13)

Die „critical loads“ für Säureeinträge werden folgendermaßen berechnet:

Gleichung 17: $AC_{(pot)dep} = (SO_{x\ dep}^* + NO_{y\ dep} + NH_{x\ dep} + Cl_{dep}) - (Ca_{dep}^* + Mg_{dep}^* + K_{dep}^*)$ [eq·ha⁻¹·a⁻¹]
GAUGER et al. (1997, 13)

AC _{(pot)dep}	=	„critical load“ potentiell sauer wirkender Substanzen
SO _{x dep} [*]	=	seesalzkorrigierte Deposition oxidierter Schwefelverbindungen (SO ₂ , SO ₄ ²⁻)
NO _{y dep}	=	Gesamtdosition oxidierter Stickstoffverbindungen (NO, NO ₂ , HNO ₃ , NO ₃ ⁻)
NH _{x dep}	=	Gesamtdosition reduzierter Stickstoffverbindungen (NH ₃ , NH ₄ ⁺)
Cl _{dep}	=	seesalzkorrigierte Chlordeposition
Ca _{dep} [*]	=	seesalzkorrigierte Calciumdeposition
Mg _{dep} [*]	=	seesalzkorrigierte Magnesiumdeposition
K _{dep} [*]	=	seesalzkorrigierte Kaliumdeposition

Die **Überschreitung** der „critical loads“ (EX-CL_(AC_{pot})) für potentielle Säureeinträge läßt sich aus der Differenz von CL_(AC_{pot}) und der Gesamtmenge potentiell versauernd wirkender Einträge (AC_{(pot)dep}) berechnen.

Der Definition der AC_{(pot)dep} liegen dabei folgende Annahmen zugrunde:

Die Säurewirkung von Schwefel und Stickstoff ist Ergebnis von Oxidationsprozessen, die vorwiegend auf die Verbrennung fossiler Brennstoffe zurückzuführen sind. Für NH₃ und NH₄⁺-Einträge muß weiterhin die Landwirtschaft als Quelle angenommen werden. Die Reaktionsprodukte werden in Form von Schwefelsäure und Salpetersäure in den Boden eingetragen. Dabei entspricht der Deposition von 1 mol Stickoxiden (NO_y) die Nettoproduktion von 1 mol H⁺ und für Schwefeldioxyde (SO_x) von 2 mol H⁺.

Im Rahmen des „critical loads“-Konzeptes wird angenommen, daß langfristig sämtliche NH_x-Einträge vollständig nitrifiziert und aus dem System ausgewaschen werden. Daher wird von einer Nettoproduktion von 1 mol H⁺ pro mol NH_x ausgegangen.

Chlorid-Depositionen lassen sich zum einen in einen anthropogenen Anteil, vorwiegend als HCl, und einen natürlichen Eintrag in Form von „sea spray“ – also aus mariner Herkunft - differenzieren. Der Anteil des Cl am Gesamtsäureeintrag von einem mol H⁺ pro mol Cl wird um den natürlichen Beitrag gemindert. Da zur Quantifizierung von Reduktionsmaßnahmen nur der anthropogene Säureeintrag berücksichtigt werden kann und außerdem davon ausgegangen werden kann, daß Seesalz insgesamt neutral ist, wird der gesamte marine Anteil, dies betrifft ebenfalls die Ionen Ca, Mg, K, Na und SO₄, bei der Erfassung der Gesamtsäuredeposition ausgeklammert.

Die basischen Kationen Ca, Mg, K (Na wird zu 100 % aus mariner Herkunft stammend betrachtet) werden mit den potentiellen Säureeinträgen verrechnet, da sie zur Neutralisation beitragen. Da basische Kationen natürlichen Ursprungs eine gewisse räumliche und zeitliche Kontinuität aufweisen und sozusagen eine Eigenschaft des Ökosystems sind, sollten sie von den anthropogenen Einträgen getrennt betrachtet werden. Da es zur Zeit allerdings kein Verfahren gibt den anthropogenen vom natürlichen Anteil zu trennen, wird im vorliegenden Verfahren sozusagen die Gesamtheit der basischen Kationen von den potentiellen Säureeinträgen abgezogen.

Die Eintragsraten eutrophierend wirkenden Stickstoffs und von Säuren werden wie die „critical loads“ als Ionenäquivalente angegeben und ermöglichen somit den direkten Vergleich der Elemente und die Abschätzung ihrer Bedeutung in der Ladungsbilanz.

Da die Elementeinträge im Untersuchungsgebiet über die „Bulk-Deposition“ ermittelt wurden, mußten die Werte zum Vergleich mit den Werten der Naß-Deposition aus GAUGER et al. (1997) durch einen Faktor korrigiert werden (**Tab. 5-3**).

Tab. 5-3: Faktoren zur Korrektur der Bulk-Depositionsmeßwerte um den Anteil der trockenen und feuchten Deposition im Bulk-Sammler

Element	SO ₂	NO ₃	NH ₄	Na	Cl	Mg	Ca	K
Korrekturfaktor bulk → wet	0,87	0,85	0,83	0,87	0,86	0,76	0,7	0,76

Quelle: DRAAIJERS (1996) aus GAUGER et al. (1997, 39)

Wegen des Elektronenneutralisationsprinzips muß das Verhältnis der Äquivalentsumme von Kationen und Anionen in einer Probe ausgeglichen sein. Die Berechnung der Ionenungleichgewichte liefert folglich ein Qualitätsmaß zur Kontrolle der Analysedaten.

$$\text{Gleichung 18: Ionenungleichgewicht [\%]} = \frac{(\text{NH}_4^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{H}^+) - (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)}{(\text{NH}_4^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{H}^+) + (\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^- + \text{Cl}^-)} \cdot 100 \text{ [eq]} \quad (\text{GAUGER et al. 1997, 40})$$

Die Ergebnisse im Untersuchungsgebiet wurden mit den in GAUGER et al. (1997) berechneten Werten verglichen. In den Jahren 1989 lagen fast 65 % der kompletten Datensätze der Basisdaten innerhalb des Bereiches einer Abweichung unter 10 % vom Gleichgewicht der Ladungsbilanz, die maximalen Ionenungleichgewichte liegen unter 35 %.

Zum Vergleich der erhobenen Daten im Untersuchungsgebiet mit den Daten zur kritischen Belastungssituation in Deutschland (GAUGER et al. 1997) mußten diese um den Seesalzanteil korrigiert werden. Der marine Anteil der Deposition von Na, Cl, S, Ca, K und Mg wird in der Berechnung der Überschreitung von „critical loads“ für potentielle Säureinträge CA(AC_{pot}) nicht berücksichtigt. Für Nord- und Westeuropa kann angenommen werden, daß Na nicht oder nur lokal aus anthropogenen Quellen stammt und deshalb in küstennahen Gebieten fast zu 100% meeresbürtig ist. Die ermittelten Daten wurden mit den Korrekturwerten in **Tab. 5-4** verrechnet.

Tab. 5-4: Konzentrationsverhältnisse [eq/eq] der Elemente Ca, K, Mg, S, Cl und Na im Meerwasser

Ca/Na	Mg/Na	K/Na	S/Na	Cl/Na
0,044	0,277	0,021	0,12	1,164

Quelle: UN ECE (1996)

Die Umrechnung ist allerdings mit einem gewissen Unsicherheitsfaktor verknüpft, da sich die Konzentrationsverhältnisse im aufgewirbelten Meerwasser landeinwärts verändern.

5.3.7 Streu- und Knospenschuppenfall

Der Laubfall wurde im Herbst 1996 (37.-44. Woche), die Knospenschuppen im Frühjahr 1997 über Streusammler erfaßt (HERLITZIUS 1980). Die Trocknung der Woche für Woche gewonnenen Streu erfolgte bei 60°C. Zur Ermittlung der Elementgehalte wurden die Einzelproben zu Mischproben vereinigt, homogenisiert und aufgeschlossen. Die zeitliche Dynamik der Elementkonzentrationen in den abgestoßenen Streu- und Knospenschuppen bleibt so zwar verborgen (s. MEIWES et al. 1988), doch die Summe gibt Auskunft über die Streunachlieferung im System, die in Relation zu den Umsetzungsleistungen durch Mineralisation gesetzt werden kann und Auskunft über bevorzugte Anreicherung oder Abbau von Streu gibt.

5.3.8 Humusauflage

Die Gewinnung des Sickerwassers der Humusauflage erfolgte an deren unterem Rand mit PE-Trichtern (Ø 13,7 cm), in die eine ungestörte Humusauflage auf einem Siebboden positioniert wurde. Im Folgenden werden die Trichter kurz als „Humuslysimeter“ angesprochen. Der Einbau der Humuslysimeter erfolgte so unter der Humusauflage, daß die Humusprobe mit dem umliegenden Humusprofil auf gleicher Höhe lag und die Oberkante des Trichters einige cm über den Abschluß des Humushorizontes hinausragte um das Einwandern von Wurzeln und Spritzwasserbeeinflussung auszuschließen. Die Trichter konnten direkt auf PE-Flaschen aufgesetzt und nach der Probennahme gereinigt oder ausgetauscht werden.

Die Humuslysimeter wurden dabei mit der Absicht installiert, die Elementgehalte des die Humusauflage passierenden Sickerwassers zu bestimmen. Aussagen über die Verdunstung des Waldbodens sind mit dieser Einrichtung nicht möglich, da der direkte Kontakt zum Mineralboden fehlt und somit ein kapilarer Aufstieg von Bodenwasser ausgeschaltet ist. Dieses Wasser fehlt natürlich auch für die in der Auflage tätigen Mikroorganismen, die die Zusammensetzung des die Humusauflage verlassenden Sickerwassers beeinflussen und so stärker dem in der organischen Auflage ohnehin auftretenden Trockenstreß ausgesetzt sind. Dieser Umstand kann insbesondere bei der Wiederbefeuchtung des organischen Materials zur Ausschwemmung akkumulierter Bioelementkonzentrationen führen. Davon besonders betroffen ist die Stickstoffmineralisation und die Freisetzung und Auswaschung von N_{min} in den Ah-Horizont.

Durch die Installation eines spannungslosen Lysimeterbodens perkoliert nach MAYER (1971, 14) ein Teil des Sickerwassers infolge von Stauwirkungen langsamer durch die Humusauflage. Bei Trichtern ohne Rand fließt ein Teil des Wassers ab und führt zu geringeren Sickerwassermengen.

Die Stauwirkung trat nach MAYER (1971, 14) bei Humuslysimetern mit Rand ebenfalls auf und konnte unmittelbar nach Regenfällen beobachtet werden. Während der umliegende Boden bereits abgetrocknet war, weil das Wasser schnell versickerte, war der in den Lysimetern lie-

gende Boden noch sichtbar feucht. Man kann davon ausgehen, daß die Verdunstung von den Lysimeterflächen größer ist als in deren Umfeld, weil infolge der längeren Durchfeuchtung der Gradient Bodenoberfläche/Luft größer ist.

Die Einflüsse auf die Elementkonzentrationen im Sickerwasser sind dagegen geringer, denn die höhere Verdunstung würde einer höheren Konzentration im aufgefangenen Sickerwasser entsprechen; die Ionenmenge bliebe davon unberührt.

Problematisch ist bei dieser Untersuchung, durchschnittliche Niederschlagsmengen mit den relativ kleinen Flächen der Humuslysimeter zu gewinnen. Insbesondere der Abfluß der Kronentraufe wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Die Flächen wurden im Buchenwald so ausgewählt, daß der Kronenschluß über den Humuslysimetern gleichmäßig war. Im Vorwald verfügt der Bestand über ein relativ homogenes und geschlossenes Kronendach aus jetzt 14-jährigen Eschen und Buchen. Die Vegetation der Schlagflurfläche zeigte gegenüber den erstgenannten Standorten eine unregelmäßigere Vegetationsentwicklung mit teilweise vegetationsarmen und bis zu 100 % mit Vegetation bedeckten Flächen, die entsprechend mit Humuslysimetern bestückt wurden.

Durch gezielte Niederschlagsmessungen in unmittelbarer Nähe der Humuslysimeter erfolgte eine Abschätzung, ob die Niederschläge, die auf die Lysimeter auftreffen, in qualitativer und quantitativer Hinsicht der Kronentraufe bzw. den niederschlagsbeeinflussenden Verhältnissen auf den Schlagflurflächen entsprechen.

Die Humuslysimeter wurden am Ende der Meßperiode eingesammelt, die mittlere Mächtigkeit der Auflagehorizonte aus vier Werten berechnet. Danach wurden die Horizonte getrennt und bei 60°C getrocknet, ausgewogen und die Trockenraumdichte in $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ errechnet. Die getrockneten und anschließend homogenisierten Materialien wurden auf ihre Gesamtgehalte untersucht.

5.4 Untersuchung des Sickerwassers

5.4.1 Die Ermittlung des Matrixpotentials mittels Tensiometern

Das Verhalten des Wassers im Boden, und somit auch der charakteristische Jahresgang des Matrixpotentialverlaufs, ist von der resultierenden Kraft aller im Boden auf die Wassermoleküle einwirkenden Kräfte abhängig. Die Bindungskräfte der Bodenmatrix bewirken zusammen mit anderen einwirkenden Kräften die Bodenwasserbewegung sowie die Wasseraufnahme der Pflanzen. Weil die Porengeometrie des Bodens aber nicht bekannt ist, sind auch Richtungen, Ansatzpunkte und Größen dieser angreifenden Kräfte nicht zu bestimmen (ALBERT & GONSOWSKI 1987). Aufgrund der Schwierigkeiten der Messung dieser resultierenden Kraft im Boden, wird nicht die Kraft, sondern die Arbeit betrachtet, welche notwendig ist, eine Einheitsmenge Wasser von einem gegebenen Punkt des Kraftfeldes zu einem Referenzpunkt zu transportieren. Durch die Bindung hat das Wasser eine Energie der Lage erhalten, ein Potential. Das Bodenwasserpotential wird in der Praxis auf die Einheit Gewicht des Wassers bezogen (HARTGE & HORN 1991, KUNTZE et al. 1994, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Es nimmt dann die Dimension einer Länge (cm Wassersäule) an. Bodenwasser bewegt sich immer von Stellen höheren zu solchen niederen Potentials bis ein Gleichgewichtszustand erreicht ist. Das Bodenwasserpotential, als Intensitätsgröße, bringt folglich die Kapazitätsgröße, eine Teilmenge Bodenwasser, zwischen zwei Bodenabschnitten zum Fließen. Diesen Zusammenhang beschreibt die DARCY'sche Formel (Gleichung 5):

$$\text{Gleichung 19} \quad \mathbf{q} = \mathbf{K} * \frac{\Delta\phi}{\Delta z}$$

Es bedeuten: \mathbf{q} : Wasserflux, \mathbf{K} : hydraulische Leitfähigkeit, ϕ : Wasserpotential, \mathbf{z} : eine Koordinate im dreidimensionalen Raum (meist in senkrechter Richtung angenommen), (EHLERS 1996, 35-36)

Ein Wasserfluss entsteht demzufolge nur dann, wenn eine Differenz im Wasserpotential ($\Delta\phi$) zwischen zwei Bodenschichten bzw. Horizonten besteht, welche über die Distanz Δz voneinander entfernt sind. Der Quotient $\Delta\phi/\Delta z$ bezeichnet den hydraulischen Gradienten. Das Wasserpotential beschreibt ein Gesamtpotential, welches sich aus den Teilpotentialen Gravitationspotential (ψ_z), Matrixpotential (ψ_m), osmotisches Potential (ψ_o) und dem Druckpotential (ψ_p) zusammensetzt (HARTGE & HORN 1991, EHLERS 1996). Für die Betrachtung des Wasserpotentials in Böden des humiden Klimaraumes ist es ausreichend, wenn das Matrixpotential (ψ_m), mittels Tensiometern und das Gravitationspotential (ψ_z) durch Höhenmessung bestimmt wird. Man erhält dann als Annäherung an das Gesamtwasserpotential (ϕ) das hydraulische Potential (ψ_H) (HARTGE & HORN 1991).

Das Matrixpotential (ψ_m) beschreibt den Betrag an Arbeit, welcher nötig ist, um eine Mengeneinheit Bodenlösung dem Boden in einer bestimmten Höhe zu entziehen. Es hat seine physikalische Ursache in der Adsorption der Wassermoleküle durch die Oberflächen der organischen und anorganischen Bodenteilchen, der sogenannten Bodenmatrix. Es wird mittels Tensiometern gemessen und ist definitionsgemäß gleich null, bezogen auf die Grundwasseroberfläche (GWO) und nimmt oberhalb dieser negative Werte an. Bezogen auf die GWO herrscht also im Bodenwasser ein negativer Druck (Unterdruck). Das Matrixpotential entspricht numerisch der Wasser- oder Saugspannung, diese wird jedoch, im Gegensatz zum Matrixpotential, stets mit positivem Vorzeichen angegeben (EHLERS 1996, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Bei nachfolgender Interpretation wird zum Teil an Stelle des (negativen) Matrixpotentials auch der Begriff der (positiven) Saugspannung gebraucht.

Das Gravitationspotential (ψ_z) entspricht der Arbeit, welche verrichtet werden muß, um eine Mengeneinheit Bodenwasser zu einer gegebenen Höhe zu transportieren. Nimmt man die Bodenoberfläche als Referenzniveau für das Gravitationspotential (ψ_z) an und legt die Richtung für die ansteigenden Werte des Gravitationspotentials von unten nach oben fest, bedeutet ein negativer hydraulischer Gradient ($\Delta\phi/\Delta z$) bei ungesättigtem Wasserfluß, aufsteigende Wasserbewegung (Evaporation und Wasserentzug durch die Pflanzen), ein positiver hingegen Versickerung, die Wasserbewegung ist dann abwärts gerichtet. Ist der hydraulische Gradient gleich null findet keine Wasserbewegung statt (EHLERS 1996).

Um das Matrixpotential des Bodenwassers zu messen, wurden auf den Versuchsflächen in den Tiefen der Saugkerzen Einstich-Tensiometer (P80) mit Septumstopfen eingebaut (**Tab. A 1**). Der oberirdische Teil der Tensiometer mußte zusätzlich zum Schutz vor Sonneneinstrahlung mit einer weißen Kunststoffhülle versehen werden. Die Saugspannung wurde in regelmäßigen Abständen -mindestens einmal pro Woche- abgelesen (ALBERT & GONSOWSKI 1987, EHLERS 1996). In den Spätsommermonaten kam es zu einem starken Abfallen des Potentials, mit einer Unterschreitung des Meßbereichs der Tensiometer von $< - 800$ bis $- 850$ cm WS (HARTGE & HORN 1989, EHLERS 1996). Trotz der Ummantelung der Tensiometer mit Isolationsmaterial und der Übersichtung mit Alkohol kam es im Januar 1997 für die Dauer von drei Wochen zu Meßlücken, da das Wasser in den Tensiometern einfrohr. Leider wurden Teile des Versuchsaufbaus durch Vandalismus zerstört, so daß für die Profile S1, S2, M4 und V1 die Meßperiode bereits Mitte April 1997 endet.

Bei dieser Methode sind nur Saugspannungen bis zu einem pF-Wert von 2,8 zu messen. Der Meßbereich der Tensiometer reicht von Matrixpotentialen um $- 700$ bis $- 800$ cm WS bis zu Wasserdrücken im gesättigten Bereich von $+ 100$ cm WS (SCHLICHTING et al. 1995).

5.4.2 Gewinnung des Bodensickerwassers

Die Gewinnung des Bodensickerwassers erfolgte an 12 Profilen mittels keramischer Unterdrucklysimeter in Kerzenbauweise (P80 Saugkerzen, mittlerer Porendurchmesser: $1,0 - 1,5 \mu\text{m}$, **Abb. 5-1**). Die Bodenlösung wurde über PVC-Schläuche in Vorratsflaschen überführt. Detaillierte Angaben der verwendeten keramischen Kerzen finden sich bei MEIWES et al. (1984a). Der Einbau der Saugkerzen erfolgte in Anlehnung an GROSSMANN (1988) bzw. DVWK (1990) in hori-

zontaler Lage in aufgegrabenen Profilwänden; bei den flachgründigen Braunerde-Rendzinen fand der Einbau senkrecht mittels Bohrstock von der Bodenoberfläche aus statt. Zum Einbau von Tensiometern oder Saugkerzen wird üblicherweise ein Loch mit einem Bohrstock in den Boden vorgebohrt. Bei diesem Vorgang wird das Bodengefüge und die Porenstruktur verändert. In lehmigen und tonigen Böden entsteht unmittelbar um das Bohrloch eine ausgeprägte Störzone von ca. 2 cm in der Gefügeveränderungen sichtbar werden. Zusätzlich treten konzentrisch angeordnete Rißsysteme auf, die zur Ausbildung von schuppenförmigen Lamellen in senkrechter und kreisförmiger Orientierung rings um die Kerze führen (BECKMANN et al. 1991). Um diese Effekte zu minimieren und den Bodenkontakt der Kerzen zu optimieren wurde Schluffmaterial in das Bohrloch eingeschlämmt. Die Leitungen und die Sammelflaschen waren in den Profilen K4, M1, M2, M4, S1, S2, V1, V2 und V3 durch unterirdischen Verlauf in Schutzrohren, bzw. Unterbringung in Kunststofftonnen in Erdgruben geschützt. Die flachgründigen Profile K1, K2 und K3 wurden von der Erdoberfläche versorgt und die Saugflaschen eingegraben. Alle Saugsonden wurden im kontinuierlichen Betrieb mit einem Unterdruck von – 600 cm WS betrieben (DVWK 1990, SCHMIDT 1992) und wöchentlich überprüft. Traten in den Sommermonaten niedrigere Matrixpotentiale im Boden auf, oder im Winter höhere, mußte der Druck entsprechend um 100 – 200 cm WS unter das aktuell herrschende Matrixpotential eingestellt werden. Trotzdem konnte in den Sommermonaten das Trockenfallen einiger Saugvorrichtungen nicht verhindert werden. Im Winter traten ebenfalls Erhebungslücken auf, da die Leitungen trotz Schutzvorrichtungen teilweise einfroren und kein Sickerwasser gefördert werden konnte. Die Sammelgefäße wurden in dreiwöchigen Abständen geleert, deren Inhalt vor Ort in Polyethylenflaschen überführt und bis zur weiteren Analyse im Kühlraum bei + 4⁰ C gelagert.

5.5 Untersuchung der Böden

Die Bodenansprache erfolgt an 24 Profilgruben oder Bohrprofilen, von denen 14 im Labor analysiert wurden (Kalk-Buchenwald: K1, K2, K3, K4; Moder-Buchenwald: M1, M2, M3, M4; Schlagflur: S1, S2; Vorwald: V1, V2, V3 und Acker: A). Das Probenmaterial wurde sowohl als Mischproben aus der Profilwand entnommen als auch mittels Erdbohrer gefördert. Die Aufnahmen sind auf der Grundlage der Anleitung zur Bundesweiten Bodenzustandserhebung (BML 1994), AG Boden (1982, 1996) und des AK Standortkartierung (1996) durchgeführt worden.

Für jede Profilgrube bzw. jedes Bohrprofil sind Daten zum Standort (TK, Höhe ü. NN, Datum, Vegetation, Relief, Neigung, Exposition), zur Profildifferenzierung [Horizontierung, Tiefe, Farbe (OYAMA et al. 1988)], Carbonatgehalt (10% HCl), Bodenart (Fingerprobe), Skelettanteil, Gefüge, Lagerungsdichte, Durchwurzelung (Feinwurzeln pro dm²)] und zum Ausgangsgestein festgehalten worden und für die 14 auch im Labor analysierten Böden in dieser Arbeit aufgeführt.

Auf den Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Vorwald, Schlagflur und dem Profil des Ackers wurden Proben aus der organischen Auflage und dem Mineralboden gezogen. Die Entnahme erfolgte von Juli 1991 bis Juni 1992 an 10 Terminen, im September 1995, 1996, 1997, sowie für den Zeitraum Juni 1996 bis Juli 1997 in ca. zweimonatlichen Abständen. Für die erste Meßkampagne, beginnend im Juli 1991, wurden die Ah-Horizonte sowie einmalig die Gesamtprofile beprobt, in der zweiten Meßkampagne 1996 bis 1997 jeweils die kompletten Profile inklusive Humusaufgabe. Die Proben dieser zweiten Serie gehen aber nur teilweise in die Beurteilung der Stabilitätseigenschaften der untersuchten Profile ein.

5.6 Probenaufbereitung und Analyseverfahren

Die pH-Bestimmung der Sickerwässer erfolgte bereits im Gelände, die Leitfähigkeit und pH-Werte der Deponate sowie die Niederschlags- bzw. Sickerwassermengen dagegen unmittelbar im Labor. Für die Laboranalysen wurden die Deponate über Membranfilter (0,45 µm) gefiltert, die Sickerwässer ungefiltert und bis zur Analyse bei 4⁰C gelagert. Die Probenmenge wurde zweige-

teilt und 100 ml zur Analyse der Kationen am AAS mit 200 µl conc. HNO₃ (suprapur) angesäuert und in PE-Flaschen ebenfalls bei 4⁰C gelagert. Die Proben der organischen Auflage und die Bodenproben wurden luftgetrocknet und letztere zur Gewinnung der Feinerde manuell auf 2 mm gesiebt. Zur Bestimmung der Elementinventuren wurde eine Teilprobe mit der Achatkugelmühle zerkleinert und homogenisiert, sonst die Feinerde analysiert (MEHLICH 1953, MEIWES et al. 1984a, SCHLICHTING et al. 1995).

Tab. 5-5: *Untersuchte Parameter innerhalb der Ökosystemkompartimente, Bestimmungsmethoden und -verfahren und verwendete Analysegeräte*

Parameter	Bestimmungsmethode/ Verfahren/Autoren	Geräte
Vitalitätsstufen der Buchen	ROLOFF (1986, 1991): Bestimmung des Triebblängenwachstums von Wipfeltrieben, Beurteilung des Kronenzustandes und Zuordnung zu Vitalitätsstufen	
Deponate		
Parameter	Bestimmungsmethode/ Verfahren/Autoren	Geräte
H-Ionen	potentiometrisch (MEIWES et al. 1984b, Schlichting et al. 1995)	pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50)
Salzkonzentration Kationen (Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd)	Konduktometrie (SCHLICHTING et al. 1995) Atomabsorptionsspektrometrie, Graphitofen (HEINRICHS et al. 1985, SCHLICHTING et al. 1995)	Leitfähigkeitsmeßgerät (WTW, LF 96-A), Meßzelle TetraCon 96 AAS (PYE UNICAM SP 9-700)
Nmin, NH ₄ , NO ₃	Wasserdampfdest., Titration (GERLACH 1973, 1980, ZÖTTL 1960d, BREMNER & KEENEY 1965)	Büchi-Destillationseinheit 323, pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50)
SO ₄ Cl	Photometrie (Schlichting et al. 1995) Direktpotentiometrie (SCHLICHTING et al. 1995)	UNICAM UV2 pH-Meter (WTW, pH-96), chlorid-sensitive Elektrode (INGOLD), Referenzelektrode (INGOLD 373-90-WTE-ISE-S7)
Streufall/Organische Auflage		
Parameter	Bestimmungsmethode/ Verfahren/Autoren	Geräte
H-Ionen der Sickerwässer	potentiometrisch (MEIWES et al. 1984a)	pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette Typ E 50)
Salzkonzentration	Konduktometrie (SCHLICHTING et al. 1995)	Leitfähigkeitsmeßgerät (WTW, LF 96-A), Meßzelle TetraCon 96
Gesamtkohlenstoff u. -stickstoff	Veraschung im O ₂ -Strom	CNS-Analysator Vario EL
Gesamtphosphate	Königswasseraufschluß, Photometrie (SCHLICHTING et al. 1995)	UNICAM UV2
Kationen (Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd)	HNO ₃ -Aufschluß, Atomabsorptionsspektrometrie (HEINRICHS et al. 1985, SCHLICHTING et al. 1995)	AAS (PYE UNICAM SP 9-700)
Mineralboden		
Parameter	Bestimmungsmethode/Verfahren/Autoren	Geräte
H-Ionen des wäßrigen Extraktes	potentiometrisch (MEIWES et al. 1984a)	pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50)
Kationen (Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd)	Atomabsorptionsspektrometrie AKe und AKp (SCHLICHTING et al. 1995, MEHLICH 1953) Wäßrige Extrakte (MEIWES et al. 1984) Königswasseraufschluß (HEINRICHS et al. 1985, SCHLICHTING et al. 1995)	AAS (PYE UNICAM SP 9-700)
Hydrolytische Acidität Gesamtkohlenstoff	H-Wert (KRETZSCHMAR 1989), titrimetrisch Nasse Veraschung (RAUTENBERG & KREMKUS) (SCHLICHTING et al. 1995) Veraschung im Sauerstoffstrom	pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50) Aufschlußblock Fa. Behr
Gesamtstickstoff	Kjeldahl-Förster-Aufschluß (SCHLICHTING et al. 1996) Veraschung im Sauerstoffstrom	CNS-Analysator Vario EL Aufschlußblock Fa. Behr, Büchi-Destillationseinheit 323, pH-Meter, CNS-Analysator Vario EL
Gesamtphosphate	Königswasseraufschluß, Photometrie (SCHLICHTING et al. 1995)	UNICAM UV2
Pufferkapazität CaCO ₃ -Gehalt	Säureneutralisationskapazität (SNK) (MEIWES et al. 1984a) Volumetrie (SCHLICHTING et al. 1995)	pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50) Scheibler-Apparatur
Mineralbestand Bodenart	Röntgendiffraktometrie (TUCKER 1996) Gravimetrie, Köhn-Analyse (HARTGE & HORN 1989, VÖLKER & FRIEDRICH 1991, SCHLICHTING et al. 1995)	Röntgendiffraktometer Köhn-Pipette
Basalatumung Nmin, NH ₄ , NO ₃	Weckglasmethode nach ISERMEYER (1952), Titration Wasserdampfdestillation der Extrakte, Titration (GERLACH 1973, 1980, ZÖTTL 1960d, BREMNER & KEENEY 1965)	Weckgläser Büchi-Destillationseinheit 323, pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50)
Sickerwässer		
Parameter	Bestimmungsmethode/ Verfahren/Autoren	Geräte
pH-Wert	potentiometrisch (MEIWES et al. 1984a, SCHLICHTING et al. 1995)	pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50)
Leitfähigkeit Kationen (Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd)	Konduktometrie (SCHLICHTING et al. 1995) Atomabsorptionsspektrometrie (HEINRICHS et al. 1985, SCHLICHTING et al. 1995)	Leitfähigkeitsmeßgerät (WTW, LF 96-A), Meßzelle TetraCon 96 AAS (PYE UNICAM SP 9-700)
Nmin, NH ₄ , NO ₃	Wasserdampfdest., Titration (GERLACH 1973, ZÖTTL 1960d, BREMNER & KEENEY 1965)	Büchi-Destillationseinheit 323, pH-Meter (WTW pH-96) Einstabmeßkette (Typ E 50)
SO ₄ Cl	Photometrie (SCHLICHTING et al. 1995) Direktpotentiometrie (SCHLICHTING et al. 1995)	UNICAM UV2 pH-Meter (WTW, pH-96), chlorid-sensitive Elektrode (INGOLD), Referenzelektrode (INGOLD 373-90-WTE-ISE-S7)

AAS: Atomabsorptionsspektrometer

Die röntgendiffraktometrische Analyse erfolgte an auf < 63µm gesiebter unbehandelter Feinerde (TUCKER 1996) Zur Ermittlung der Stickstoffmineralisation und der Basalatmung wurde bei -18°C tiefgefrorener Feinboden mit dem aktuellen Wassergehalt verwendet und nach der Entnahme sofort extrahiert bzw. zur Bestimmung der Basalatmung zwei Tage zum Akklimatisieren bei Raumtemperatur stehengelassen (ISERMEYER 1952, GERLACH 1973, 1980, SCHLICHTING et al. 1995). Die angewandten Analyseverfahren und verwendeten Geräte sind in **Tab. 5-5** zusammengefaßt. Die genaue Verfahrensbeschreibung ist der entsprechenden Literatur (s.o.) zu entnehmen.

5.7 Bewertungskriterien zur Einstufung der Böden

5.7.1 Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor

Die Zusammensetzung des Auflagehumus im Wald ist in erster Linie von der Zusammensetzung der Streu (Laub- oder Nadelstreu), von der Rate des Abbaus und der Einmischung in den Mineralboden abhängig (MEIWES et al. 1984a, 49). Der Auflagehumus wird, je nach Vorhandensein oder Nichtvorhandensein von L- F- oder H-Horizonten sowie der chemischen Zusammensetzung, in verschiedene Humusformen unterteilt (s. AK Standortskartierung 1996). Die chemische Zusammensetzung des Auflagehumus ändert sich mit der Humusform und dem damit verbundenen Wechsel der mikrobiellen Aktivität bzw. der Abbauraten und der veränderten Einmischung der Streu in den Mineralboden durch die Bodenfauna. Klassifiziert werden die Humusformen nach dem mittleren Kohlenstoffgehalt sowie der durchschnittlichen Spanne des C/N- und des C/P-Verhältnisses (MEIWES et al. 1984a, 51, ZEJSCHWITZ 1980, 699).

Tab. 5-6: Mittlere Bereiche der Gehalte an Kohlenstoff sowie dem C/N und C/P-Verhältnis bei verschiedenen aeromorphen Humusformen

Humusform	%C	C/N	C/P
L-Mull *	2 - 6	10 - 14	10 - 80
F-Mull *	3 - 7	14 - 17	50 - 100
mullartiger Moder	4 - 10	17 - 20	80 - 180
feinhumusarmer Moder	14 - 27	20 - 24	180 - 380
feinhumusreicher Moder	20 - 34	22 - 26	260 - 560
rohhumusartiger Moder	24 - 41	25 - 31	420 - 740
Rohhumus	33 - 47	29 - 38	600 - 1100

(nach ZEJSCHWITZ 1980, verändert)

* bei L-, F-Mull und mullartigem Moder Gehalte im Ah-Horizonte bestimmt, sowie im Material der H-Lagen aller übrigen Humusformen (der Auflage-Humusformen)

Tab. 5-7: Bewertungskriterien der organischen Substanz

C/N	10	12	16	20	25	35	
C/P	50	100	200	400	800	1200	
Bewertung	sehr eng	eng	mäßig eng	mittel	mäßig weit	weit	sehr weit

(AK Standortskartierung 1996)

Tab. 5-8: Bewertungskriterien der N- und C-Vorräte im effektiven Wurzelraum (organische Auflage und Mineralboden)

Nt [t/ha]	2,5	5	10	20	
C _{org} [t/ha]	50	100	200	400	
Bewertung	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch

(AK Standortskartierung 1996)

5.7.2 Kationenaustauschkapazität und austauschbare Kationen

Der Kationenaustausch ist für den ökosystemaren Stoffhaushalt und die Nährstoffversorgung der Bäume von zentraler Bedeutung. Das potentielle Kationenaustauschvermögen (AKp) im Boden ist vom Gehalt der Austauschersubstanzen - den Tonmineralen und der organischen Substanz - abhängig, wogegen die effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) zusätzlich vom pH-Wert – also dem Zustand und von der Qualität der Austauschersubstanzen - wesentlich

beeinflusst wird. In sauren Waldböden wird die Kationenaustauschkapazität durch die Einlagerung polymerer Al-Hydroxo-Komplexe in die Tonmineralzwichenschichten reduziert. AKe und Basensättigung charakterisieren die Bodenfestphase hinsichtlich der Menge austauschbar gebundener Nährstoffe und Kationensäuren. Da die Lösungsphase immer Abbild der austauschbar gebundenen Gehalte ist, läßt die Austauscherbelegung Rückschlüsse auf das chemische Verhalten direkt verfügbarer Kationen zu und eignet sich somit zur Risikoabschätzung bezüglich Säuretoxizität, Nährstoffmangel und Schwermetallbelastung der Standorttypen (Kap. 6.3.3.2). Neben der Reduktion der AKe durch die Folgen nutzungs- und depositionsbedingter Bodenversauerung ist im Untersuchungsgebiet auch der umgekehrte Effekt zu erwarten. Bei hohen Basensättigungen in einigen Profilen dominieren besonders die Ca-Ionen, die Mg-Sättigung ist nur auf solchen Standorten von Bedeutung, die einen gewissen Dolomitisierungsgrad aufweisen. Dieses Ionenungleichgewicht wird zusätzlich durch mögliche K-Mangelsituationen verstärkt. Insbesondere auf carbonatreichen Standorten führt die Dominanz von Ca- und Mg-Ionen zu einer relativen Unterversorgung der Vegetation mit Kalium. Gleichzeitig weisen besonders die carbonatreichen Standorte des Kalk-Buchenwaldes hohe Gesamtgehalte an Zn, Pb und Cd auf, die durch depositions- oder mineralisationsbedingte Versauerungsschübe zeitweise negativen Einfluß auf die Standortqualität haben können.

Nach MEIWES et al. (1984a) besteht für das Verhältnis $AKe/Akp = 1$ sehr hohe und für $AKe < 0,5$ cmol_c/kg eine sehr geringe Elastizität hinsichtlich Säuretoxizität. Die Forstliche Standortsaufnahme (AK Standortskartierung 1996) stellt die Einstufung der AKe der Oberböden wie folgt dar:

Tab. 5-9: Bewertung der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp)

AKp (cmol _c /kg)	2,5		5	10	20	40	80
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

(AK Standortskartierung 1996)

Tab. 5-10: Bewertungskriterien der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe)

AKe (cmol _c /kg) – A-Horizonte	1,5	4	7	12	24	48	
AKe (cmol _c /kg) – B/C-Horizonte	1,0	3	6	12	24	48	
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

(AK Standortskartierung 1996)

Tab. 5-11: Bewertung der AKe im effektiven Wurzelraum

AKe (cmol _c /kg)	5		10	25	50	100	200
Bewertung	sehr gering	gering	gering/mittel	mittel	mittel/hoch	hoch	sehr hoch

(AK Standortskartierung 1996)

Die Bewertung der Elastizität der Profile und der Standorttypen erfolgt nach den in **Tab. 5-12** aufgeführten Elastizitätskriterien (ULRICH et al. 1984, MEIWES et al. 1984a, AK Standortskartierung 1996).

Tab. 5-12: Bewertungskriterien der relativen Austauscherbelegung bezogen auf die AKe im Mineralboden

Bewertung Elastizität	ES(Ca+Mg) [%]	Mg [%]	K [%]	H+Fe [%]	Basensättigung [%]	Ca/(Ca+Fe+Al)*
sehr gering	< 5	< 1	< 1	> 10	< 7	< 0,05
gering	5 – 15	1 – 2	1 – 2	2 (5) - 10	7 – 20	0,05 – 0,1
mäßig	15 – 30				20 – 30	
mittel **	30 – 50	2 – 4	2 – 4		30 – 50	> 0,1
mäßig hoch	50 – 70				50 – 70	
hoch	70 – 85	4 – 8	4 – 8		70 – 85	
sehr hoch	> 85	> 8	> 8		> 85	
äußerst hoch	Al = 0; AKe=AKp					

* Ionenäquivalente der Gesamtgehalte in Oh-Horizonten

** Gleichgewichtszustand unbelasteter mittlerer Waldstandorte

Der Basensättigungsgrad stellt dabei ein Maß dar, mit welcher Wahrscheinlichkeit beim Abbau einer sauren organischen Gruppe im Laufe der Zersetzung die ökophysiologisch benötigten Ca-Ionen oder die an der Säuretoxizität beteiligten Al- und Fe-Ionen erscheinen.

Bei einem Basensättigungsgrad in den Oh-Horizonten von größer 0,1 besteht nur geringe Gefährdung von (Mykorrhiza-) Pilzen und Feinwurzeln durch Säuretoxizität. In den Grenzen von 0,05 bis 0,1 ist bei geringer Gefährdung wahrscheinlich von erhöhtem Umsatz der Feinwurzeln auszugehen und eine Kalkung von Mg- und P-haltigem Kalk angebracht, die bei starker Gefährdung (<0,05) auf jeden Fall erforderlich ist.

5.8 Statistische Verfahren und Darstellung der Ergebnisse

Für die Daten werden als Kennwerte der arithmetische Mittelwert, als Streuungsmaße die Standardabweichung und der Variationskoeffizient mit dem "Statistik-Programm-System für die Sozialwissenschaften" (SPSS 7.0) ermittelt. Zusätzlich wurden Median und Spannweite in den Tabellen im Anhang aufgeführt.

Neben den Lokalisations- und Dispersionsparametern werden folgende Testverfahren angewendet (KREYSZIG 1968, SACHS 1992, BAUER 1986, BAHRENBERG et al. 1985):

Mit dem **Kolmogoroff-Smirnoff-Test** erfolgte der Test auf Normalverteilung. Die Anzahl nicht normalverteilter Meßgrößen war allerdings so gering, daß aus Gründen der Vergleichbarkeit auch hier der arithmetische Mittelwert berechnet wurde.

Die Trennung des Probenkollektivs hinsichtlich signifikanter Unterschiede bestimmter Merkmale wurde mittels **einfaktorieller Varianzanalyse** (ANOVA) vorgenommen. Die Überprüfung der Alternativhypothese H_A (Die untersuchten Stichproben entstammen unterschiedlichen Grundgesamtheiten) erfolgte mit SPSS 7.0. Die Irrtumswahrscheinlichkeiten, bei deren Unterschreitung die H_A -Hypothese bestätigt wird, sind für die Signifikanzschranken $p < 0,001$ (***) , $p < 0,01$ (**) und $p < 0,05$ (*) angegeben. Die Trennung der Varianten wurde mit dem Scheffé-Test (ANOVA) durchgeführt.

Stärke und Richtung von Zusammenhängen sind mit dem **Korrelationskoeffizienten von Pearson** und der **Regressionsanalyse** für lineare Zusammenhänge durchgeführt worden (SACHS 1992, BAHRENBERG et al. 1985, KREYSZIG 1968, BAUER 1986).

Mit der Regressionsanalyse soll die Form des Zusammenhanges zwischen Variablen festgestellt werden, d.h. wie stark eine abhängige Variable Y von einer unabhängigen Variablen X erklärt wird. Die Regressionsgerade $Y = a + bX + \epsilon$ wird dabei durch den kürzesten Abstand der Punktepaare zur Geraden mit der Steigung b und dem Achsenabschnitt a als lineare Tendenz wiedergegeben, d.h. die Punktwolke wird durch die Regressionsgerade dann optimal repräsentiert, wenn die Summe der Entfernungen von dieser Gerade am kleinsten ist. ϵ ist der Einfluß der Zufallsvariablen (Zufallsfehler), die die zufälligen Abweichungen repräsentiert.

Den Erklärungsanteil bzw. den erklärten Varianzanteil der abhängigen durch die unabhängige Variable liefert das Bestimmtheitsmaß (B), das sich aus der Varianz der x_i und den Abweichungen der Stichprobenpunkte von der Regressionsgeraden zusammensetzt und sich aus $r^2 = B$ berechnet.

Die Erfassung von Zusammenhängen und eine komprimierte Darstellung bei den Wasser-, Sickerwasser- und Bodenproben erfolgten mit Hilfe der **Faktorenanalyse** nach dem Hauptkomponentenverfahren des Programmpaketes SPSS. Die standardisierte Datenmatrix besteht dabei aus n Objekten (Bodenprofilen) mit p Merkmalen (Bodenparametern). Letztere sind mehr oder weniger miteinander korreliert. Zunächst werden im Hauptkomponentenverfahren p stochastisch unabhängige Faktoren (F_1, \dots, F_p), anhand derer sich die Gesamtvarianz erklären läßt, extrahiert. Der erste Faktor, der einen maximalen Anteil an der Gesamtvarianz erklärt, wird durch Verschieben des Nullpunktes und Rotation der Koordinatenachse ermittelt, anschließend ein Faktor 2, der die Restvarianz erklärt, usw.. Will man eine Datenkomprimierung erreichen, muß sich die Faktorenextraktion auf n Faktoren mit $n < p$ beschränken, so daß nur die

Faktoren als Hauptkomponenten ausgewählt werden, deren Eigenwerte > 1 sind. Die Gesamtvarianz der standardisierten Rohdatenmatrix (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1) beträgt exakt p (Anzahl der Merkmale) und jede einzelne Merkmalsvariable trägt mit einem Anteil von 1 zu deren Erklärung bei. Die ausgewählten Faktoren besitzen jeweils einen höheren Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz als jede einzelne Originalvariable. Die Rohdatenmatrix kann als Linearkombination der Faktormatrix F und einer Ladungsmatrix L dargestellt werden: $X = L \cdot F + E$, wobei der Rest E möglichst gering ausfallen sollte. Aus der Faktorladungsmatrix ist die Relation der ermittelten Faktoren zu den einzelnen Merkmalsvariablen ersichtlich, wobei die Faktorladungen zwischen 0 und ± 1 liegen und Werte nahe ± 1 auf eine enge Korrelation zum entsprechenden Merkmal hinweisen.

Die Ladungsmatrix ermöglicht die Interpretation der Faktorladungen hinsichtlich ihrer bodenökologischen Bedeutung und die Faktorwerte stellen aussagekräftige Parameter zur quantitativen Beschreibung bodenökologischer Zustandsgrößen dar (Bahrenberg et al. 1992, Sachs 1992).

Die Häufigkeitsverteilung der bodenchemischen Kenndaten erfolgt in Form von *boxplots*, *Minimum-Mittelwert-Maximum-Diagrammen* oder von *Konfidenzintervallen*. Die Regressionen zwischen den bodenchemischen Kenndaten werden mittels Regressionsfunktionen und den Signifikanzschranken $p = < 0,001$, $p = < 0,01$ und $p = < 0,05$ dargestellt. Die y-Achse wird zur Darstellung des Zusammenhanges mit dem pH-Wert dekadisch logarithmisch transformiert, die ursprüngliche y-Achsenkalierung, z.B. Prozent, aber beibehalten.

6 Ergebnisse und Interpretation

6.1 Wasserhaushalt

Wie in Kap. 5.2 bereits beschrieben gelangt nur ein Teil des Niederschlags auf die Bodenoberfläche. Von besonderer Bedeutung für die Böden sind neben der Niederschlagsmenge die Stroffrachten, die mit dem Kationenaustauschersystem des Bodens in Kontakt treten.

6.1.1 Niederschlagsbilanz

Die Mittelwerte der monatlichen Niederschlagsmengen und Jahressummen von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe im Untersuchungsgebiet sind in **Tab. 6-1** wiedergegeben. Die Niederschlagsverteilung ist in **Tab. 6-2** dargestellt. Im Jahresverlauf erreicht der Stammabfluß eine Niederschlagssumme von $87,0 \text{ l} \cdot \text{m}^{-2}$ und die Kronentraufe $533,5 \text{ l} \cdot \text{m}^{-2}$ (**Tab. 6-1**).

Tab. 6-1: Mittelwerte der monatlichen Niederschlagsmenge und Jahressumme von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe
(von Juli 1996 bis Juni 1997, n = Anzahl der Proben; x = Mittelwert; r = Range aller Meßreihen; $s\%$ = Variationskoeffizient)

	Monatsniederschlag ($\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{Monat}^{-1}$)				Jahresniederschlag ($\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)			
	n	x	r	$s\%$	n	x	r	$s\%$
Freilandniederschlag	12	86,5	7,3 – 156,1	47,5	1	1038,2	--	--
Stammabfluß	36	7,3	0,3 – 24,1	79,0	3	87,0	52,6 – 127,8	43,7
Kronentraufe	108	44,5	4,2 – 110,5	57,4	9	533,5	401,6 – 620,5	15,9

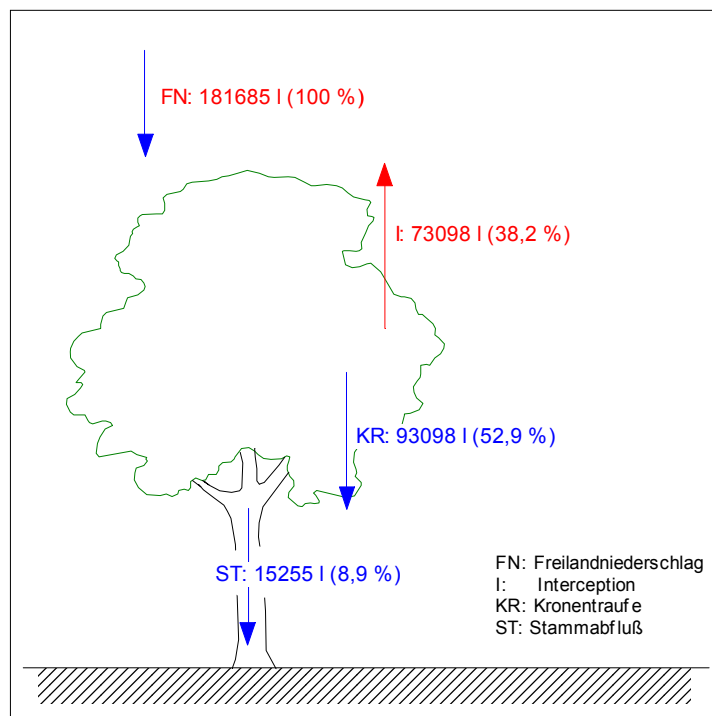
Quelle: Eigene Erhebungen

In **Abb. 6-1** sind die im Untersuchungszeitraum gefallenen Niederschlagsmengen für Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe des Buchenbestandes im Untersuchungsgebiet dargestellt. Dabei wurden die gemessene Niederschlagsmenge von $1038,2 \text{ l} \cdot \text{m}^{-2}$ und eine durchschnittliche Kronengröße von 175 m^2 zugrunde gelegt. Von den $181685 \text{ l} \cdot \text{a}^{-1}$ Niederschlag, die auf die Baumkrone fielen, erreichten $108335 \text{ l} \cdot \text{a}^{-1}$ als Bestandesniederschlag den Waldboden, während $73098 \text{ l} \cdot \text{a}^{-1}$ durch das Kronendach zurückgehalten wurden. Obwohl der Anteil der Kronentraufe am Bestandesniederschlag etwa 6fach höher liegt als derjenige des Stammabflusses, werden dem Boden in unmittelbarer Stammnähe

15255 l · a⁻¹, dem restlichen Waldboden unterhalb der Krone insgesamt zwar 93098 l · a⁻¹, aber umgerechnet nur 533,5 l · m⁻² · a⁻¹ zugeführt.

Der Jahresverlauf von Stammabfluß und Kronentraufe ist starken Schwankungen unterworfen, was auf die Saisonalität des Freilandniederschlages –eines Charakteristikums unseres Klimas- (ULRICH 1979b) zurückzuführen ist. Daneben ist der Bestandesniederschlag geprägt durch den Blattflächenindex, der bei Laubbäumen jahreszeitlich wechselt. Die minimalen Anteile des Bestandesniederschlages am Freilandniederschlag liegen im Mai 1997 bei 38,8 % und die maximalen bei 98,9 % im November 1996 nach dem Laubfall mit der höheren Durchlässigkeit der Krone und mittleren Gehalten von 61,8 %. Analog dazu verzeichnet die Niederschlagsinterception einen Mittelwert von 36,2 %, mit einem Minimum von 1,1 % im November und einem Maximum von 61,2 % im Mai (**Tab. 6-2**). Die im Untersuchungsgebiet gemessenen Bestandesniederschlagsraten für die Buche von 8,9 % für den Stammabfluß und 52,9 % für die Kronentraufe erscheinen im Vergleich mit den von OTTO (1994) und ELLENBERG (1996a) angegebenen Werten als gering und somit die Niederschlagsinterception sehr hoch. In den Ergebnissen des Solling-Projektes (ELLENBERG et al. 1986) wird, gemittelt über einen Zeitraum von 13 Jahren, ein Interceptionsverlust von 17,4 % erreicht. Ähnliche Werte werden auch von OTTO (1996) für einen vergleichbaren Freilandniederschlag von 1040 l·m⁻² in der Größenordnung von 20 % angegeben. Sie liegen damit deutlich unter der hohen Niederschlagsinterception im Untersuchungsgebiet, die mit 38,2 % doppelt so hoch ist. BREDEMEIER (1987) errechnet für einen Buchenbestand in Harste ebenfalls ähnlich hohe Interceptionsverluste von 29 %, die allerdings weit hinter ganzjährig benadelten Fichtenbeständen mit hoher interceptierender Oberfläche (Spannbeck, Fichte 52 %) zurückbleiben. GOWER et al. (1995) ermittelten hingegen Interceptionsverluste von 33, 41 und 42 % in Buchenwaldbeständen in Südengland.

Abb. 6-1: Durchschnittliche Niederschlagsbilanz des Buchenwaldbestandes im Strundetal (von Juli 1996 bis Juni 1997 in Liter (l) pro durchschnittlicher Kronengröße von 175 m², in Klammern sind die jeweiligen Anteile am Freilandniederschlag aufgeführt).



Quelle: Eigene Erhebungen

Eine mögliche Erklärung liegt im lockeren Aufbau des untersuchten Buchenwaldes. Dieser

Effekt wird durch die Lage der Buchen A und B am Bestandesrand und dem damit verbundenen höheren Luftmassendurchsatz durch Verlagerung der intercipienten Oberflächen in das Bestandesinnere (Verringerung des Randeffektes, s. Kap. 4.3.1.2), was zu höheren Verdunstungsraten auch im Waldesinnern führt, noch verstärkt. Außerdem sind meßtechnisch bedingte Fehler, die in ihrer Größenordnung nicht quantifizierbar sind, mit einzubeziehen, da die Freilandmeßstellen auch bei engeren Sammelzeiträumen i. d. R. stärkerer Verdunstung ausgesetzt sind. Diese deutliche Verminderung des Niederschlagsinputs in das Waldökosystem ist besonders unter dem Gesichtspunkt der Konkurrenz um Wasser in den organischen Auflagen und dem oberen Mineralboden zu interpretieren, da hier ein additiver Effekt zu der edaphischen Trockenheit der Kalk-Buchenwaldstandorte vorliegt, der zu Trockenstreß während der Vegetationszeit führen kann (**Tab. 6-2**).

Tab. 6-2: Monats- und Jahresmengen der Niederschläge (von Freilandniederschlag (FN), Stammabfluß (ST), Kronentraufe (KR), Bestandesniederschlag (BN) und Niederschlagsinterception (I) von Juli 1996 bis Juni 1997 in l·m⁻² und Prozent vom Freilandniederschlag, Minima sind kursiv und Maxima sind fett gesetzt, bei ST, KR, BN und I ist jeweils der Durchschnitt (Ø) aller Standorte angegeben)

		FN		ST-Ø		KR-Ø		BN-Ø		I-Ø	
		[l · m ⁻²]	[l · m ⁻²]	[%]	[l · m ⁻²]	[%]	[l · m ⁻²]	[%]	[l · m ⁻²]	[%]	
01. Juli 1996 – 30. Juni 1997	Juli	101,2	6,5	6,4	44,0	43,5	50,5	49,9	50,7	50,1	
	August	156,1	14,5	9,3	85,4	54,7	99,9	64,0	56,2	36,0	
	September	58,1	3,1	5,3	22,2	38,2	25,3	43,5	32,8	56,5	
	Oktober	127,0	12,7	10,0	73,5	57,9	86,2	67,9	40,8	32,1	
	November	91,6	14,3	15,6	76,3	83,3	90,6	98,9	1,0	1,1	
	Dezember	33,7	4,5	13,4	21,6	64,1	26,1	77,4	7,6	22,6	
	Januar	7,3	1,0	13,7	5,0	68,5	6,0	82,2	1,3	17,8	
	Februar	104,3	10,7	10,3	59,6	57,1	70,3	67,4	34,0	32,6	
	März	74,9	4,2	5,6	28,4	37,9	32,6	43,5	42,3	56,5	
	April	72,5	5,3	7,3	41,8	57,7	47,1	65,0	25,4	35,0	
	Mai	122,5	5,0	4,1	42,5	34,7	47,5	38,8	75,0	61,2	
	Juni	89,0	5,2	5,8	33,2	37,3	38,4	43,1	50,6	56,9	
	Mittelwert	86,5	7,3	8,9	44,5	52,9	51,7	61,8	34,8	38,2	
	Jahressumme	1038,2	87,0	--	533,5	--	620,5	--	417,7	--	

Quelle: Eigene Erhebungen

6.1.2 Sickerwasser der Humusaufgabe und des Mineralbodens

Die Sickerwassermenge, die nach Passage des Kronenraumes in den Boden gelangt, wurde unterhalb des Kronendaches auf 12 Standorten mit jeweils drei räumlich korrespondierenden „Bulk-Sammlern“ und Humuslysimetern (Kap. 5.3.8) erfaßt. Die Sickerwasserspende, die den Mineralboden erreicht, wird neben den Interceptionsverlusten durch die Buchenkronen zusätzlich von Evaporations- und Interceptionsverlusten der Streu beeinflußt. Diese liegen zwischen 0,4 und 4,3 mm (SCHWARZ 1986).

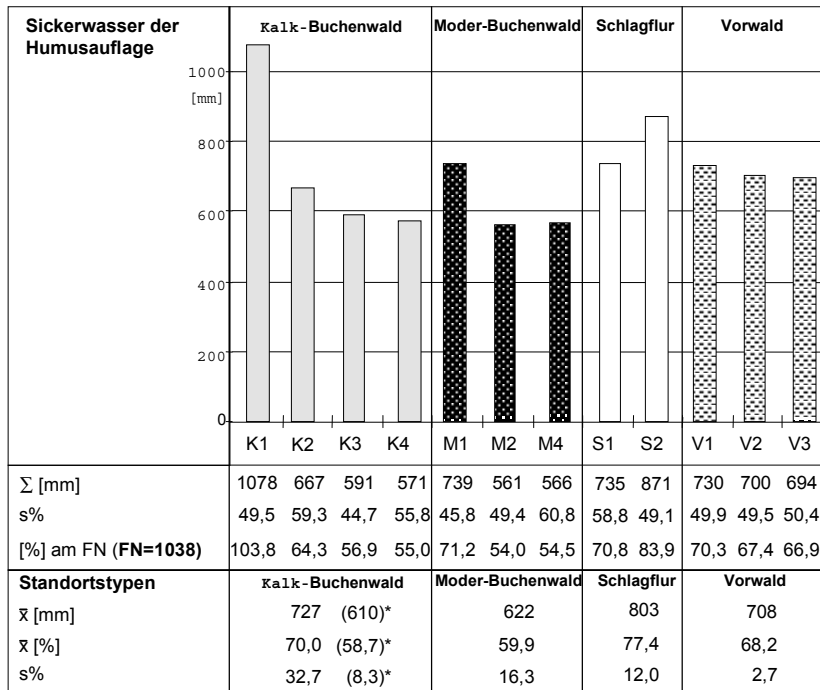
Durchschnittlich passieren 68,9 % des Freilandniederschlags (70 % im Kalk-Buchenwald, 59,9 % im Moder-Buchenwald, 77,4 % auf den Schlagflurflächen und 68,2 % im Vorwald vgl. **Abb. 6-2**) die Humuslysimeter und werden in den Mineralboden infiltriert. Insgesamt schwanken die Sickerwasseranteile von 54 % bis 104 % am Freilandniederschlag. Die Variationskoeffizienten innerhalb der Meßstellen (jeweils drei Humuslysimeter) liegen zwischen 45 % und 60 %. Die Hälfte der Standorte weichen kaum von 50 % ab, so daß die Variation innerhalb des Standortkollektivs gering ist und sich die Werte gut miteinander vergleichen lassen. K1 nimmt hinsichtlich der Vegetationsbedeckung eine Sonderstellung ein. Die Zuordnung von K1 zum Standortstyp Kalk-Buchenwald erfolgte hier nicht nach der Vegetationsbedeckung, sondern nach dem geologischen Ausgangsubstrat.

Dieser baumfreie Standort erhält im Jahresmittel höhere Niederschlagsmengen als die Freilandmeßstelle. Als Erklärung kann u. a. die exponierte Lage und die Zuleitung des Niederschlagswassers durch die Strauchschicht herangezogen werden. Insgesamt führt dieser Umstand zu höheren Sickerwassermengen als auf den übrigen Standorten. Die Sickerwasseranteile am Freilandniederschlag sind für die Waldstandorte ohne K1 mit 58,7 % und

59,9 % vergleichbar, gefolgt vom Vorwald (68,2 %) und den Schlagflurflächen, mit den höchsten Werten (77,4 %).

Abb. 6-2: Sickerwassermengen der Humusauflage

Jahressummen und Variationskoeffizienten (s%) sowie Anteile der Sickerwassermenge der organischen Auflage am Freilandniederschlag für die untersuchten Bodenprofile und arithmetische Mittelwerte der Sickerwassermenge der organischen Auflage für die Standorttypen in [mm] und in [%] des Freilandniederschlags im Untersuchungszeitraum (6.96-6.97), * ohne K1



Quelle: Eigene Erhebungen

Untersuchungen von MAYER (1971) ergaben Sickerraten von 67 % des Freilandniederschlags für die Humusauflage eines 125jährigen Buchenbestandes des Sollings. Die ermittelten Sickerraten für die Humusauflage von durchschnittlich 68,9% entsprechen somit in etwa dem Anteil des Bestandes- am Freilandniederschlag. Berücksichtigt man lediglich die Waldstandorte, so sind die Sickerraten deutlich niedriger. MAYER et al. (1985) stellten für einen Buchenbestand in Hamburg einen Anteil von 58 % der Kronentraufe am Freilandniederschlag fest. KUTTLER (1984, 1987) gibt einen Anteil von 62 % bzw. 67 % der Kronentraufe am Freilandniederschlag für einen unweit des Untersuchungsgebietes liegenden Buchenbestand im Staatswald Burgholz (Solingen, Bergisches Land) an. Verglichen mit den von BÜCKING et al. (1986) festgestellten Sickerraten des Mineralbodens von durchschnittlich 63 % des Freilandniederschlags für untersuchte Buchenbestände des Schönbuchs und den Werten von MAYER et al. (1985) und KUTTLER (1987), welche allerdings nur für die Kronentraufe gelten, liegen die Werte für die Untersuchungsflächen im Strundetal geringfügig niedriger. Dies ist auf die wechselhafte Kronendichte der Standortstypen und den unterschiedliche Reifungsgrad (Schlagflur-Vorwald-Buchenwald) der untersuchten Bestände im Untersuchungsgebiet zurückzuführen (BAUHUS & BARTSCH 1995). Insgesamt variiert der Anteil der Sickerwassermenge am Freilandniederschlag im Schönbuch (gemessen mittels Kleinlysimetern für die Dauer von drei Jahren) zwischen 34 und 80 % (BÜCKING & KREBS 1986), auf der Untersuchungsfläche im Strundetal dagegen, aufgrund oben genannter Umstände, zwischen 54 und 104 %.

Die Sickerwassermengen unterhalb der Humuslysimeter sind neben der infiltrierten Menge, die den Kronenraum passiert, abhängig von der Horizontmächtigkeit in der organischen Auflage. Je mächtiger diese ist, desto größer sind die aufgespeicherte Wassermenge und um die Evaporationsverluste und um so geringer ist die dem Mineralboden zugeführte Sickerwasser-

menge. Die Modifikation der Sickerwasserinfiltration kann also sehr mannigfaltig sein. Den baumfreien Kalk-Buchenwaldstandort K1 passieren unterhalb der Humuslysimeter größere Sickerwassermengen als im Freilandniederschlag gemessen wurden. Hier spielen mehrere Faktoren eine Rolle: Die Humuslysimeter werden neben dem als Niederschlag fallenden Wasser zusätzlich vom Tropfwasser der Strauchschicht gespeist. Gleichzeitig ist die L-Mull-Auflage nur wenige Blattlagen dick und die Evaporationsverluste entsprechend gering. Die Profile K2 und K3 weisen zwar vergleichbar geringmächtige L-Auflagen auf, erhalten aber durch ihre Lage im Bestand wesentlich weniger Bestandesniederschlag und entsprechend geringere Sickerwassermengen unterhalb der Humusauflage. Die Mächtigkeiten der Humusauflagen und die Humusform variieren im Profil K4 sehr stark (von F-Mull bis Moder (L-Of-Oh-Horizonte)), so daß im Mittel die Evaporationsverluste hier größer sind als auf den anderen Kalk-Buchenwaldstandorten und somit zusammen mit den Moder-Buchenwald-Profilen M2 und M3 die geringsten Sickerwasserspendsen verzeichnet werden. Diese Standorte heben sich weniger durch den Deckungsgrad der Baumschicht von K2 und K3 ab, sondern durch mächtigere Humusauflagen (L-Of-Oh-Horizonte). Lediglich M1 liegt z.T. nach SW relativ offen, so daß die Kronentraufe mit hohen Anteilen direkt auf den Boden auftreffenden Niederschlagswassers in die Rechnung eingeht. Da die Saugkerzen dieses Profils im humusauflagenfreien Stammfußbereich eingebaut wurden, ist hier der Stammabfluß für die Sickerwasserinfiltration in den Mineralboden von Bedeutung.

Tab. 6-3: Saugspannungsbereiche und Pflanzenverfügbarkeit des Bodenwassers

Saugspannungsbereich [cm WS]	Grad der Pflanzenverfügbarkeit
0-80	leicht entfernbares Gravitationswasser
80-690	leicht verfügbares Wasser
690-15000	schwer verfügbares Wasser
>15000	nicht verfügbares Wasser

Quelle: WILPERT 1990, 44)

Ordnet man den Kalk-Buchenwaldstandort K1 nicht nach dem Ausgangsgestein sondern nach der ökosystemaren Zustandsänderung – also dem Verlust des Waldbestandes – zur Standortsgruppe Schlagflur, wird deutlich, daß den offenen Flächen die größte Wassermenge in den Mineralboden zugeführt wird. Im Mittel sind dies ohne K1 77,4% des FN. Von K1 wird der FN mit 1038 mm durch standortspezifische Besonderheiten noch überschritten. Die geringste Variation der Sickerwasserspense in den Oberboden ist auf den in ihrer Bestandesstruktur relativ homogenen Vorwaldflächen zu erkennen ($s\% = 2,7$). Das gleichmäßig geschlossene dichte Kronendach mit allerdings geringerem Blattflächenindex als in den Altbeständen, die nur wenige cm dicken L-, Of- und nur untergeordnet vorkommenden Oh-Horizonten führen zu geringen Interceptions- und Evaporationsverlusten des Kronenraumes und der Humusauflage (**Tab. A 34, Tab. 6-15, Tab. A 35**).

Die Pflanzenverfügbarkeit des Bodenwassers ist von der jeweils im Boden herrschenden Saugspannung abhängig. Bodenwasser ist im Bereich der nutzbaren Feldkapazität zwischen pF 1,8 und 4,2 (entsprechend -63 und -15000 cm WS) pflanzenverfügbar. Die maximale Wassermenge, welche im Boden gegen die Schwerebeschleunigung gehalten werden kann (Feldkapazität), stellt sich je nach Lage der Grundwasseroberfläche und Textur zwischen pF 1,8 bis 2,5 (entsprechend -63 bis -316 cm WS) ein. Oberhalb der als Permanenter Welkepunkt bezeichneten Grenze > pF 4,2 (entsprechend ca. < -15000 cm WS) sind die meisten höheren Pflanzen, mit Ausnahme einiger Xerophyten, nicht mehr in der Lage, dem Boden Wasser zu entziehen (HARTGE & HORN 1991, KUNTZE et al. 1994, LARCHER 1994). Bodenmikroorganismen reagieren allerdings oberhalb einer Tension von 400 – 600 hPa mit einer Abnahme der Bodenrespiration um 20 % (BRUMME 1995).

Die Pflanzenverfügbarkeit des Bodenwassers kann in die in **Tab. 6-3** dargestellten Saugspannungsklassen eingeteilt werden. Um dem ungesättigten Boden Wasser zu entziehen, müssen die Pflanzen mehr Energie aufwenden als die dem Sättigungsgrad zugehörige Saugspannung anzeigt.

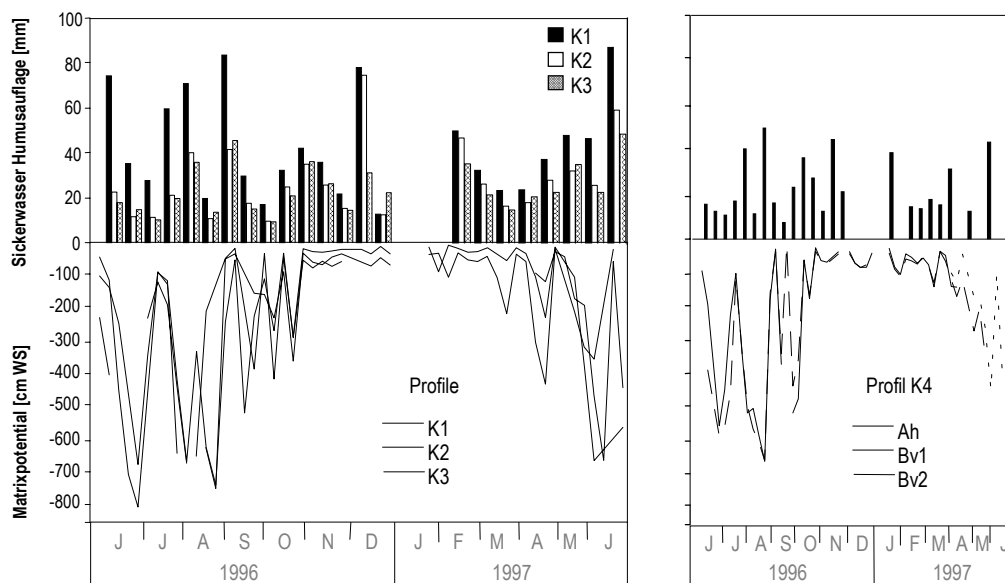
6.1.3 Zeitlicher Verlauf des Matrixpotentials in den untersuchten Böden

Die Matrixpotentiale bewegten sich im Jahresverlauf am Standort S2 zwischen -25 und -488 cm WS und am Standort M1 zwischen -21 und -613 cm WS. Hier war während des gesamten Untersuchungszeitraumes das Bodenwasser leicht pflanzenverfügbar. In allen anderen Profilen erreichte das Matrixpotential Werte zwischen -3 und -700 cm WS, teilweise auch \leq -800 cm WS (vgl. *Abb. 6-3* und *Abb. 6-4*)

Der Bereich der Feldkapazität (pF 1,8 bis 2,5 entsprechend -63 bis -316 cm WS) wurde in allen Profilen bis spätestens Anfang Juli 1996 unterschritten. Die ermittelten Matrixpotentiale überschritten den Meßbereich der Tensiometer an den Standorten V2 (Ah-Horizont) und M2 (Al-Horizont) im September, und am Standort M4 (IIBt-Horizont) sowohl im Juli als auch im Oktober 1996. In den Profilen M4 und V2 war bereits ab Juli das Bodenwasser schwer pflanzenverfügbar. Der einsetzende Laubfall, und der damit verbundene Rückgang des Wasserentzugs aus dem Boden durch die Vegetation und die Abnahme des Interceptionsverlustes, bewirkten an allen Standorten ein Ansteigen der Sickerwasserspense unterhalb der Humusauflage und zeitlich folgend der Matrixpotentiale bis spätestens Ende Oktober 1996. Ein erneutes Abfallen des Potentials war aufgrund der einsetzenden Belaubung des Anstiegs der Interception sowie der Transpiration der Pflanzen für einen Großteil der untersuchten Bodenprofile ab April 1997 festzustellen. Die ermittelten Werte bewegten sich ausschließlich im ungesättigten Bereich.

Die meisten Matrixpotentialverläufe zeigen, mehr oder weniger stark ausgebildet, die Auswirkungen der kapillaren Hysterese. Diese kommt durch unterschiedliche Kapillarfüllungen des Bodenkapillarsystems bei Bewässerung eines trockenen, oder Entwässerung eines wassergesättigten Bodens zustande (KUNTZE et al. 1994, HARTGE & HORN 1991). Im Kurvenverlauf äußert sich der Hysterese-Effekt im raschen Anstieg der Potentiale nach einem Niederschlagsereignis und dem langsameren flacher verlaufenden Abfall des Potentials nach Infiltrationsende. Dieser Vorgang ist in den meisten Profilen zu Beginn des Septembers 1996 mit hohen eingetragenen Sickerwassermengen unterhalb der Humusauflage und der darauf folgenden sprunghaften Abnahme der Saugspannung im Mineralboden zu erkennen (*Abb. 6-3* und *Abb. 6-4*). Die in der zweiten Septemberhälfte und Anfang Oktober 1996 zugeführten geringen Sickerwassermengen haben nur noch ein geringfügiges Absinken der Matrixpotentiale auf allen Standorten zur Folge, da die zugeführte Niederschlagsmenge zur Wiederbefeuchtung der Böden nach den relativ trockenen Zeiten im Juli und August nicht ausreicht.

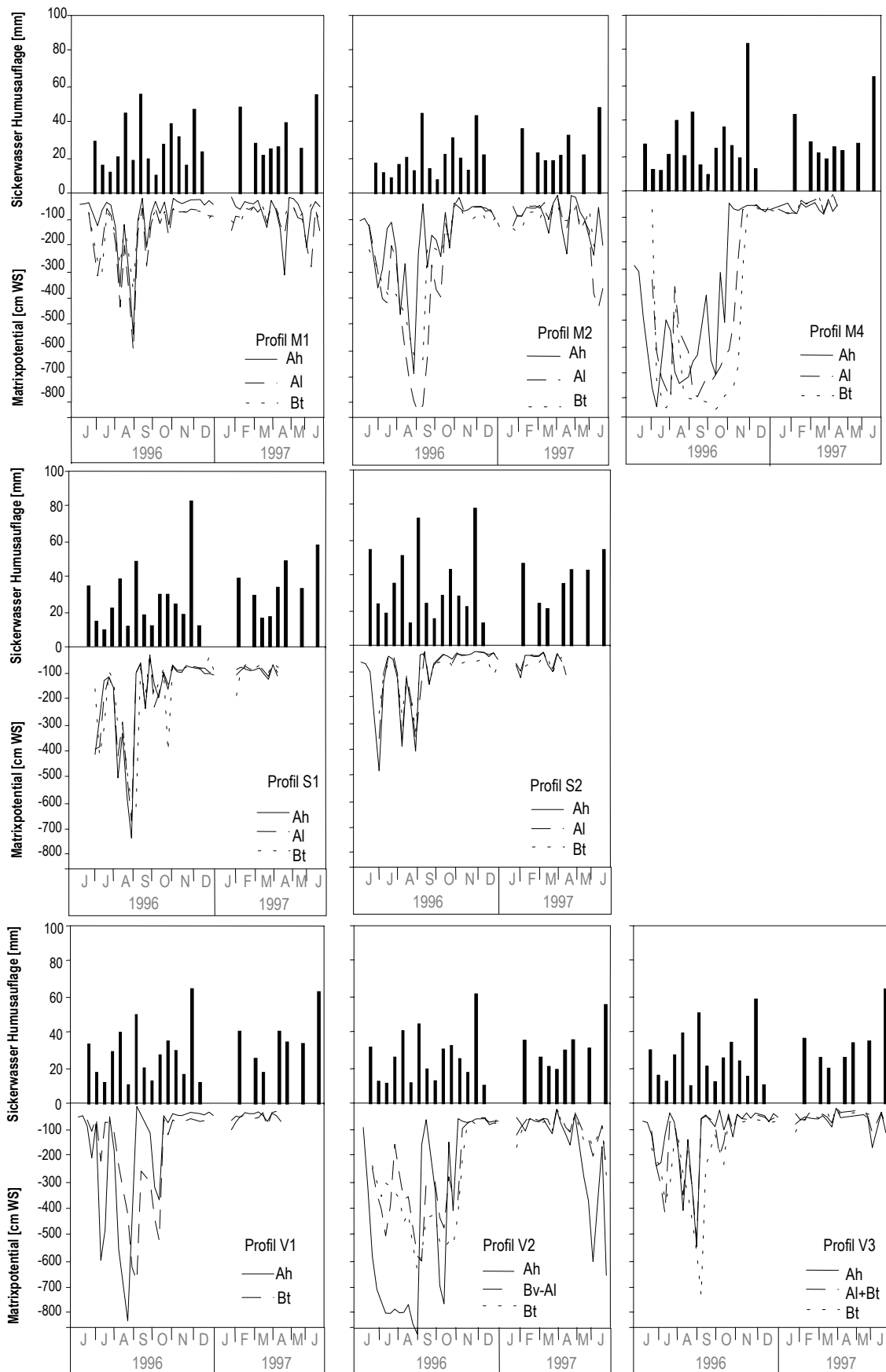
Abb. 6-3: Sickerwassermenge der Humusauflage und Matrixpotentiale der Böden des Kalk-Buchenwaldes



Quelle: Eigene Erhebungen

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-4: Sickerwassermenge der Humusauflage und Matrixpotentiale der Böden des Moder-Buchenwaldes, der Schlagflur und des Vorwaldes



Quelle: Eigene Erhebungen

6.2 Autochthone und allochthone oberirdische Stoffflüsse

Bei der Bestimmung der Niederschlagsdeposition im Freiland mit oben offenen Trichtersammlern wird vorwiegend die nasse Deposition mit gewissen Anteilen an sedimentierten Stäuben während der niederschlagsfreien Zeit ermittelt. Die Summe dieser beiden weitgehend akzeptorunabhängigen Fraktionen bezeichnet man als „bulk precipitation“. Die Deponate von April 1997 mußten teilweise verworfen werden, da der Versuchsaufbau durch Dritte in diesem Monat an verschiedenen Stellen beschädigt bzw. die Sammler verunreinigt wurden. Dort, wo keine Beeinträchtigung zu erkennen war, konnten die April-Werte mit in die Interpretation einbezogen werden. Zur Berechnung der Depositionsbilanzen wurden diese durch Jahresmittelwerte ersetzt (**Tab. A 20** bis **Tab. A 31**). Als weitere Komponente der allochthonen oberirdischen Stoffflüsse werden die Elementflüsse im Streufall interpretiert.

6.2.1 Jahresfrachten im Freilandniederschlag und im Bestandesniederschlag

Für die Bewertung der Waldökosysteme hinsichtlich ihrer Stabilität sind die Stoffflüsse von Bedeutung. Um die Stoffe miteinander massenunabhängig zu vergleichen werden die Einträge mit dem Freilandniederschlag in **Abb. 6-5** dargestellt und die Stofffrachten in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ wiedergegeben. Die logarithmische Skalierung wurde zur Verdeutlichung niedriger Mengen gewählt. Sämtliche Daten befinden sich im Anhang in den **Tab. A 2** bis **Tab. A 31**.

Haupteintrags-element ist der Stickstoff ($\Sigma \text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) mit $1,5 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Weitere bedeutsame Eintragsraten weisen $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ ($0,089$) und Cl^- ($0,48 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) auf. Die Protonenbelastung liegt mit $0,13 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ deutlich unter letzteren und entspricht einem mittleren mit der Niederschlagsmenge gewichteten pH-Wert von $5,09$. Bei den Alkali- und Erdalkali-Ionen werden in abnehmender Reihe Ca ($0,46$), Na ($0,32$), Mg ($0,15$) und K ($0,08 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) deponiert. Die Elementfrachten im Freilandniederschlag und im Bestandesniederschlag sind für Stickstoff ($\Sigma \text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$) mit $\text{FN} = 30,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und $\text{BN} = 47,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ zu veranschlagen. Die Chlorideinträge erreichen im Freilandniederschlag $17 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, Alkali- und Erdalkali-Ionen bilden mit abnehmenden Flüssen über Ca ($9,3$), Na ($7,3$), K ($3,2$) und Mg ($1,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) eine Reihe. FÜHRER et al. (1988) geben für den Freilandniederschlag aus insgesamt 76 Untersuchungen in der Bundesrepublik Deutschland jeweils Spannweiten für Ca^{2+} von $2,7 - 21,2$, für Mg^{2+} von $0,5 - 3,8$, für K^+ von $0,5 - 2,4$, für Na^+ von $1,6 - 28,9$, für H^+ von $0,06 - 1,40$, für $\text{NH}_4^+\text{-N}$ von $3,5 - 18,0$, für $\text{NO}_3^-\text{-N}$ von $3,1 - 13,3$, für $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ von $5,3 - 394$ und für Cl^- von $2,1 - 51,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ an. Für Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , H^+ , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und Cl^- liegen die im Untersuchungsgebiet gemessenen Mengen in der jeweiligen Spannweite; für $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ liegt eine Unterschreitung, für $\text{NO}_3^-\text{-N}$ eine Überschreitung vor. Die Nitrat-N-Mengen weisen damit deutlich höhere Werte als die in NRW gemessenen und interpolierten mittleren N-Einträge auf (GAUGER et al. 1997). Die $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ -Frachten erreichen die mittleren Mengen für diese Region jedoch nicht, was im Gesamtkonsens mit den in den letzten 15 Jahren kontinuierlich abnehmenden Sulfat-Emissionen liegt. Dieser Trend ist für NO_x -Emissionen gegenläufig oder stagniert zur Zeit auf relativ hohem Niveau. Für NRW werden für den Zeitraum 1979 - 1984 von verschiedenen Autoren folgende Spannweiten der Elementflüsse im Freilandniederschlag angegeben (**Tab. 6-4**):

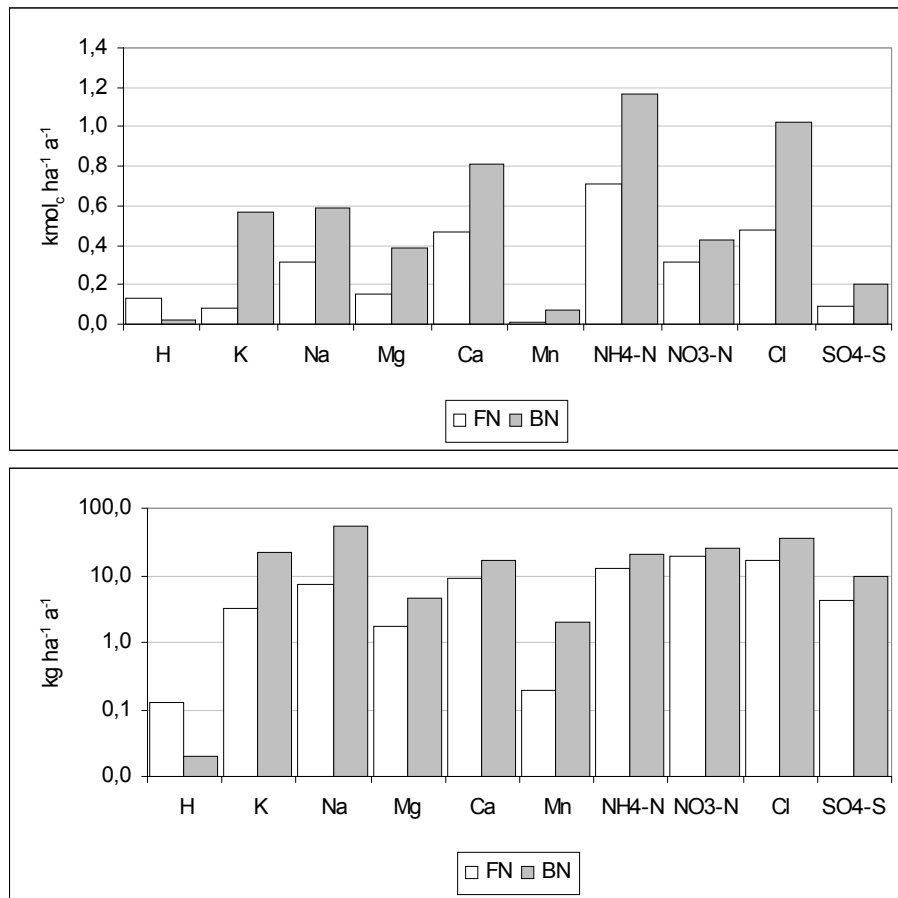
Tab. 6-4: Freilandniederschlagsdeposition in Nordrhein-Westfalen

Ca^{2+}	Mg^{2+}	K ⁺	Na ⁺	Mn^{2+}	H^+	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$	Cl ⁻
$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$									
6-20,4	1,1-1,3	1,3-5,3	4,8-15,1	0,23-0,66	0,6-1,4	6,3-23,6	6,9-13,3	14,5-39,4	11,5-27,9

Quellen: BARTELS (1983), BARTELS & BLOCK (1985), BLOCK (1982), BLOCK & BARTELS (1984, 85, 86),

GODT 1986, FABIG & OLDIGES (1986), KUTTLER (1985, 87), GEORGII et al. (1983) VALENTA et al. (1986).

Abb. 6-5: Bulkdeposition untersuchter Ionen im Freiland (FN) und im Bestand (BN)



Quelle: Eigene Erhebungen

6.2.2 Umsätze und Pufferung im Kronenraum

Grundsätzlich gibt es drei verschiedene Möglichkeiten der Wechselwirkung des Kronenraumes von Waldökosystemen mit deponierten Stoffen: Senkenfunktion, Quellenfunktion oder Verhalten als „inert Sammler“, d. h. jedes deponierte Quantum eines bestimmten Stoffes wird mit dem Bestandesniederschlag zum Boden transportiert ohne mit dem Bestand zu reagieren. Für Na, Cl und S besteht bei der Passage des Kronenraums keine oder eine vernachlässigbar geringe Quellen- oder Senkenfunktion. Diese zentrale Annahme des verwendeten Kronenrauminteraktionsmodells zur Gesamtdeposition ist in Kap. 4.3 beschrieben worden. Die Flußrate dieser Elemente im Bestandesniederschlag kann daher als Gesamtdeposition betrachtet werden. Anders verhält sich das Wasserstoffion, das im Kronenraum abgepuffert werden kann (Senkenfunktion), oder bestimmte Metallionen, die von dort im internen Kreislauf freigesetzt werden (Quellenfunktion). Mengenmäßig bedeutsame auswaschbare Kationen sind Ca, Mg, K und Mn (FBW 1989, ULRICH 1979a).

Betrachtet man die Wasserstoffionenflüsse im Freiland und Bestandesniederschlag des Beobachtungsjahres, so wird deutlich, daß der Fluß im Bestandesniederschlag deutlich unter dem des Freilandniederschlages liegt, da ein Teil der deponierten H⁺-Ionen bei der Passage durch den Kronenraum abgepuffert wird (MATZNER 1988). BREDEMEIER (1987) stellte in eigenen Untersuchungen fest, daß die H⁺-Flußraten im Bestandesniederschlag deutlich über denen des Freilandniederschlages lagen und führt diesen Befund darauf zurück, daß die Pufferrate geringer ist als die Interceptionsdeposition. Da für den Beobachtungszeitraum im Strundetale zum einen die Pufferrate deutlich über der Interceptionsrate lag und gleichzeitig die Interceptionsdeposition

wesentlich höher ist als bei den oben aufgeführten Autoren, deutet dies auf eine erhebliche Pufferleistung der Bestände hin. Beispiele für eine deutliche „Entsauerung“ des Bestandesniederschlages gegenüber dem Freilandniederschlag durch hohe Pufferraten im Kronenraum auf Carbonatstandorten geben auch MEIWES (1986, aus BREDEMEIER 1987, 58) sowie MEIWES & BEESE (1988). Die wesentlich geringeren H^+ -Mengen im Bestandesniederschlag gegenüber dem Freilandniederschlag resultieren aus der Protonenpufferung der Phyllosphäre und Blätter der Buchen. Die H^+ -Ionenpufferung bzw. -aufnahme durch Blätter müssen die Buchen zur Erhaltung der Elektronenneutralität der Blattoberflächen und der benetzenden Lösung durch die Aufnahme einer entsprechenden Anionenmenge ausgleichen oder der Austausch erfolgt durch die passive Auswaschung der im Überschuß aufgenommenen Kationen aus der Pflanze (ULRICH 1979a, MATZNER 1988). Dies sind vor allem Ca- und Mg-Ionen, die austauschbar an negativ geladenen Bindungsstellen der Zellwände (Protopektin) vorliegen. Aber auch K und Mn können, wenn sie in Bindung an Brønsted-Basen (z.B. Anionen schwacher org. Säuren) vorkommen, an Pufferreaktionen beteiligt sein. Außerdem stehen der Pflanze physiologische Prozesse zur Verfügung (z. B. Turgorregulation der Schließzellen).

In **Tab. 6-5** sind die Ionenumsätze im Kronenraum des Waldbestandes im Strundetal in Form der Jahressummen sowie der mittleren jährlichen Raten von Vergleichsbeständen (BREDEMEIER 1987, 58) dargestellt. Die Raten der Abpufferung und die Auswaschungsraten von Ca, Mg, K, und Mn berechnen sich als Differenz (Q) zwischen der Gesamtdosition (GD) und dem Fluß in den Bestandesniederschlägen (BN). Die größte Auswaschungsrate hat K, gefolgt von Mg, Ca und Mn. Diese Reihenfolge deckt sich auch mit den in der Literatur gefundenen Befunden (**Tab. 6-5**, sowie TUCKEY 1970 und MATZNER 1988). Deutliche Abweichungen liegen allerdings beim Mn vor, daß in genannten Untersuchungen wesentlich höhere Eintrags- als auch Auswaschungsraten aufweist. Der H^+ -Abpufferungsrate von $0,3899 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ steht eine Kationen-Auswaschungsrate im Kronenraum von $0,723 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gegenüber (**Tab. 6-5**). Die Auswaschungsrate liegt also fast doppelt so hoch wie die Pufferrate und kann daher nicht allein über den Kationenaustausch erklärt werden.

Tab. 6-5: Ionenumsätze bei der Kronenraumpassage, Netto-Kronenraumeffekt (Q) im Kronenraum: Pufferung von H^+ -Ionen und mengenmäßig bedeutsamer Kationen
(oberer Wert: $[\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}]$; unterer Wert $[\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}]$ $\Delta H-M =$ Differenz H^+ -Ionen zu Kationen (Ca, Mg, K, Mn) in $[\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}]$)

Standort	H^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Mn^{2+}	$\Delta H-M$
	-Pufferung	Auswaschung				
Strunde (Buche)	0,3899	2,19 0,109	1,95 0,16	17,25 0,44	0,332 0,012	-0,3331
Harste (Buche) (x 1982-85)	0,92	8,7 0,43	1,6 0,13	14,6 0,37	1,7 0,06	-0,07
Solling (Buche) (x 1969-85)	0,66	7,0 0,35	1,1 0,09	21,3 0,54	3,2 0,12	-0,44

Quelle: Eigene Erhebungen, Mittelwerte: x 1982-85, bzw. x 1969-85 aus BREDEMEIER (1987)

Die Differenz kann nach BREDEMEIER (1987) und MATZNER (1988) auf mehrere Prozesse zurückgeführt werden:

- Es werden im Kronenraum auch organische Anionen aus den Blättern ausgewaschen, bei welchen es sich vermutlich um leicht lösliche dissoziierte Säuren handelt.
- Bei der Berechnung der Interceptionsdeposition wird davon ausgegangen, daß keine mineralischen Anionen im Kronenraum ausgewaschen werden. Die Auswaschung von einer im Vergleich zu den Flüssen geringen Menge SO_4 könnte einen Teil der Ladungsdifferenz erklären.
- Eine Aufnahme von Kationen in das Blattwerk, neben H^+ , kann ebenfalls zu einer Ladungsdifferenz führen. Als Kation kommt dabei vor allem NH_4 in Frage. Das bei der NH_4 -Aufnahme und -Assimilation freiwerdende Proton kann die Kationenauswaschung auslösen.
- Eine weitere Erklärungsmöglichkeit ist die Überschätzung der Ca-Auswaschung aus Blättern, da ein Teil des Calciums des Freilandniederschlages aus Bodestaub stammen kann.

Das Berechnungsmodell kommt somit zu einer überhöhten Einschätzung der Ca-Gesamtdeposition, da die Interception solch grober Partikel relativ unbedeutend ist gegenüber ihrer gravimetrischen, oberflächenunabhängigen Ablagerung. Unter diesen Bedingungen kann die Berechnung der Interceptionsdeposition von Ca- und Mg- über die Natrium-Interception zwangsläufig zu falschen Ergebnissen führen. Somit ist bei stärkerer Beeinflussung durch Bodenstaubeintrag die Anwendbarkeit des Depositions-Berechnungsmodells eingeschränkt möglich. Die Flußraten für Ca im Freilandniederschlag des Strundetals von $9,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ entsprechen beispielsweise denen des Solling-Projektes mit $9,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (MATZNER 1987, unveröffentl. aus BREDEMEIER 1987). Da die Kronenraumbilanz (Q) mit $2,19 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ im Untersuchungsgebiet deutlich unter der des Solling-Projektes mit $7,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ liegt, ist dies möglicherweise ein Indiz für eine schlechtere Ca-Aufnahme der Untersuchungsbestände, da die Durchwurzelungsintensität der Buchen sehr gering ist und gleichzeitig ein hoher (nicht quantifizierter) Totwurzanteil in den Böden festgestellt wurde.

Der Prozeß der H^+ -Abpufferung und die damit einhergehende Auswaschung von Kationen aus den Blättern ist nach ULRICH (1983) von großer ökologischer Relevanz. Er verdeutlicht die Mechanismen dieses Prozesses anhand von drei Teilschritten am Beispiel des Ca:

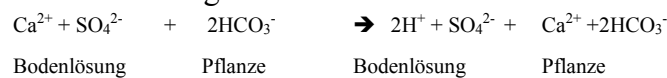
Reaktion 1: Abpufferung von Protonen an Blattoberflächen:



Reaktion 2: Rückladung des Puffers:



Reaktion 3: Bodenversauerung:



Zuerst erfolgt der Austausch von Ca^{2+} gegen H^+ an den Zellwänden (Reaktion 1). Das ausgetauschte Ca^{2+} wird in Verbindung mit Sulfat ausgewaschen und erscheint im Bestandesniederschlag. Die Rückladung des Puffers erfolgt über die Zufuhr von Ca^{2+} in Verbindung mit HCO_3^- oder schwachen organischen Säuren durch den Transpirationsstrom (Reaktion 2). HCO_3^- reagiert mit den Protonen zu H_2O und CO_2 und bewirkt eine Neutralisation der Säure in den Zellwänden. Die Wechselwirkung zwischen Bodenlösung und Pflanze (Reaktion 3) verdeutlicht die Folge der Abpufferung von Protonen im Kronenraum. Bei der Aufnahme von Ca aus dem Boden wird eine der H^+ -Abpufferung im Kronenraum äquivalente Menge an Protonen im Boden hinterlassen, so daß die Abpufferung im Kronenraum keinen Beitrag zur Entlastung der Puffersysteme des Bodens leistet. Die H^+ -Last aus der Deposition wird durch diesen Prozeß über die Ionenaufnahme an den in unmittelbarer Wurzelnähe befindlichen Boden weitergegeben. Daher hat der Boden in jedem Fall die gesamte Säurelast zu tragen.

Vermutlich ist die H^+ -Abpufferung auch standortabhängig (ULRICH & MATZNER 1983), d. h. auf gut gepufferten Böden bei hohem Angebot an Ca kann ein relativ großer Teil der H^+ -Deposition an den Blättern abgepuffert werden. Daher kann auf sonst wenig versauerten Böden mit einer starken Säurebelastung in der Rhizosphäre gerechnet werden, da die Abpufferung der so in den Boden gelangenden Säuremengen nur in einem sehr begrenzten Bodenvolumen erfolgt (MATZNER & ULRICH 1984, MEIWES & BEESE 1986, FBW 1989). Die dem Boden zugeführte Säure in der Rhizosphäre wird aber in der Regel nicht durch die Bodenprobenentnahme als Mischprobe differenziert erfaßt, so daß der ermittelte mittlere bodenchemische Zustand die tatsächliche Beeinträchtigung des Wurzelraumes nicht widerspiegelt.

Die saisonale Entwicklung der Kronendachdifferenz (KDD = BN – FN) gibt weitere Hinweise auf die im Kronenraum ablaufenden Prozesse. Der Verlauf der H^+ -Ionen weist den Kronenraum

als Senke für Protonen aus. Die höchsten H-Pufferraten werden im Oktober mit $27,6 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Monat}^{-1}$ erreicht und korrelieren mit den Auswaschungsraten der M_b -Ionen in diesem Monat. Der Kronenraum fungiert für Protonen lediglich in den Wintermonaten als Quelle; spätestens mit dem Einsetzen der Belaubung im Mai 1997 dominiert wieder die Senken- bzw. Pufferfunktion (**Abb. 6-6**). Für Na kann die Auswaschung aus den Blättern vernachlässigt werden, so daß der Verlauf der Kronendachdifferenz mit dem Verlauf der Interceptionsdeposition von Na identisch ist. Der Verlauf der Kronendachdifferenz von Natrium ist also nicht durch Auswaschung oder Aufnahme beeinflußt und kann als Hintergrundinformation bei der Betrachtung der Kronendachdifferenz für die anderen Elemente dienen (ULRICH 1991b). Bei K sind, nach Werten um ca. $2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Monat}^{-1}$ von Juli bis September deutliche Anreicherungen in der Kronenpassage im Oktober und November 1996 von ca. $3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Monat}^{-1}$ zu erkennen (**Abb. 6-6**). Der erneute Anstieg im Herbst 1996 wird durch den einsetzenden Blattfall im Oktober verursacht. Zu diesem Zeitpunkt ist die Auswaschung stoffwechselbedingt am höchsten (ULRICH et al. 1979a). In den Monaten Dezember 1996 bis März 1997 treten ohne Belaubung geringere Werte um $0,75 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{Monat}^{-1}$ auf, welche nach MATZNER (1988) auf Interceptionsdeposition beruhen könnten. Eine zweite Phase der Anreicherung von Ionen im Bestandesniederschlag folgt ab Mai 1997 mit Beginn des Blattaustriebes bzw. dem Ende des Frühjahrssaftsteigens im Mai/Juni 1997 mit verstärkter Blattauswaschung (EICHHORN 1995).

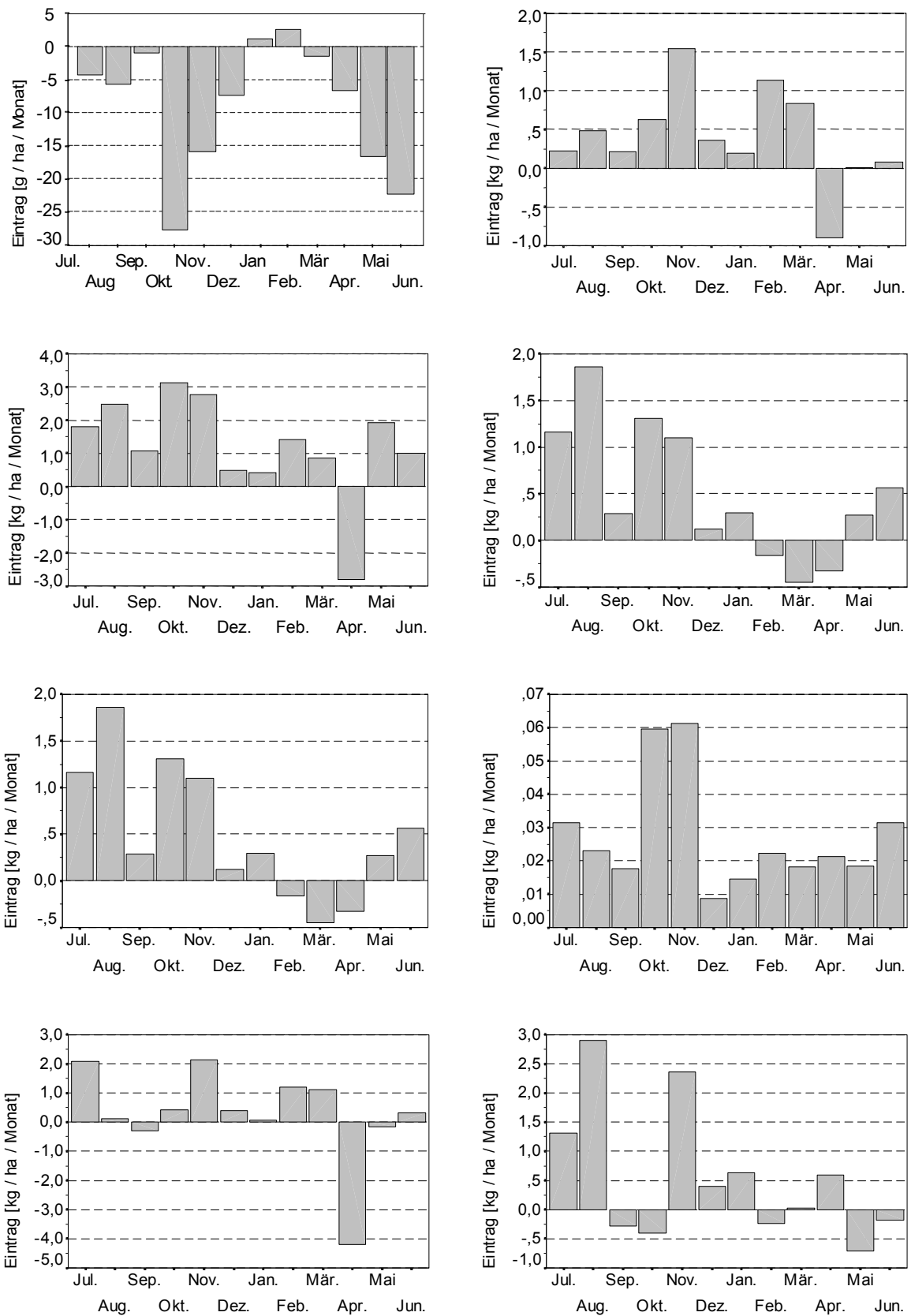
Der Verlauf der Kronendachdifferenz von Mg und Ca ist dem Verlauf von K recht ähnlich. Auch hier sind die Werte für die Monate Dezember 1996 bis März 1997 sehr gering bzw. sogar negativ. Bei negativer Kronendachdifferenz ist die Niederschlagsdeposition höher als der Eintrag durch den Bestandesniederschlag, was auf eine Akkumulation im Kronenbereich hinweist; die Krone wirkt als Senke für deponierte Ionen (ULRICH & RASTIN 1985). Für Mn ist die monatliche Kronendachdifferenz das ganze Jahr über positiv. Ein Maximum ist für dieses Element ebenfalls in den Herbstmonaten Oktober und November 1996 zu erkennen.

Die Auswaschung von Kalium beträgt $17,25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Verteilt auf sieben Monate, in denen K aus den Blättern ausgewaschen werden kann, ergibt sich eine mittlere monatliche Auswaschungsrate von $2,46 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Das Verhältnis Gesamtdeposition/Blattauswaschung ist bei K mit ca. 0,3 geringer als diejenigen von Mg und Ca. Das Verhältnis für Mg liegt bei 1,4 und bei Ca sogar bei 6,4. Das bedeutet, daß der Anteil von Ca, der aus der Blattauswaschung stammt, nur 13,5 % der Gesamtmenge (GD + Q) entspricht, wogegen es bei K 78,2 % sind.

Für SO_2 - und H-Ionen spielt die gasförmige Adsorption eine dominierende Rolle. Der Verlauf der Interceptionsdeposition für beide Ionen ist in **Tab. A 20** und **Tab. A 30** dargestellt. Deutlich ist der Prozeß der gasförmigen Deposition bei beiden Ionen zu erkennen. Lediglich im Frühjahr 1997 übersteigt die partikuläre Deposition bei SO_2 die der gasförmigen.

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-6: Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der Kronendachdifferenz (KDD) für H, Na, K, Mg, Ca, Mn, NH_4-N und NO_3-N von Juli 1996 bis Juni 1997
H in $[g \cdot ha^{-1} \cdot Monat^{-1}]$, Na, K, Mg, Ca, NH_4-N und NO_3-N in $[kg \cdot ha^{-1} \cdot Monat^{-1}]$



Quelle: Eigene Erhebungen

Als weitere Interaktionsprozesse mit dem Kronenraum kommen Assimilation, Adsorption von Aerosolen, Interception von Nebel und Re-Insertion in Frage. An Assimilationsvorgängen in Waldökosystemen sind vor allem N und P beteiligt, während sie für S keine Rolle spielen (ULRICH et al. 1979a). K, Na, Mg, Ca, Mn und Cl werden nicht assimiliert und unterliegen dem Transport im Bestandesniederschlag. Bedeutsam ist die Assimilation von NH_4 . Eine Abschätzung der Assimilationsraten kann aber wegen fehlender Meßwerte für organisches N nicht vorgenommen werden. Eine Re-Insertion erfolgt durch den Transport von Interceptionswasser in die Atmosphäre, d. h. bereits interceptierte (Re-Insertion) bzw. pflanzenbürtige (Insertion) Ionen gelangen zurück in die Atmosphäre. Betroffen sind die Ionen, die der Blattauswaschung unterliegen, so daß ein Teil der Niederschlagsdeposition von K, Mg, Ca und Mn pflanzenbürtig ist. Dieser Umstand kann zu fehlerhaften Messungen führen, wenn der Depositions-Sammler innerhalb der troposphärischen Grenzschicht angebracht ist, weil ein Teil der Deposition doppelt erfaßt wird. Da sich die Freilandregenschreiber dieser Untersuchung ca. 1½ bis 2 Baumhöhen von Waldbestand entfernt befanden, kann eine Beeinflussung durch Re-Insertion vermutlich vernachlässigt werden (ULRICH et al. 1979a).

6.2.3 Herkunft atmosphärisch deponierter Stoffe

Die stoffliche Befrachtung der Niederschlagswässer erfolgt durch viele natürliche und anthropogene Emissionsquellen. Als maßgebliche Quelle des „sauren Regens“, potentiell toxisch wirkender Schwermetalle in der Luft und Auslöser der sogenannten „neuartigen Waldschäden“ gilt allgemein die Verbrennung fossiler Brennstoffe.

Die bei der Lagerstättenbildung angereicherten Schwefelmengen und bei Hochtemperaturprozessen umgesetzten atmosphärischen Stickstoffmengen werden dabei oxidiert. Die in basischen Bindungsformen vorliegenden M_b -Kationen sind weniger flüchtig und verbleiben zu hohen Anteilen in der Asche oder werden als Hauptbestandteil der gröberen Stäube bereits emittentennah deponiert. Der Einsatz moderner Filteranlagen führte zunächst zu einer Vergrößerung der eingetragenen Säuremengen, da das Neutralisationspotential der zurückgehaltenen schwermetallhaltigen basischen Stäube in den Emissionen fehlte. Die trotzdem in die Atmosphäre entlassenen flüchtigen schwermetallreichen, insb. Zn-reichen, Feinstäube unterliegen mit den herkunftsgleichen sauren Luftschadstoffen, anders als die Alkali- und Erdalkalimetalle, in stärkerem Maße dem Ferntransport (UBA 1981, VDI 1987, SCHIMMING 1990, aus SCHIMMING 1991, 50).

Die Zuordnung atmosphärisch transportierter potentiell toxischer Schwermetalle als anthropogene Emissionen gründet sich auf die in der Natur allgemein nur geringen Vorkommen dieser Stoffe, während sie in fossilen Brennstoffen angereichert sind und durch deren Verbrennung in die Umwelt gelangen. Die leichteren metallischen Elemente stammen aus natürlichen Quellen und kommen in der Natur häufiger vor. Sie erscheinen auch fern von möglichen Emittenten der Ballungsgebiete und gelangen im wesentlichen durch die Auflösung von Bodenstäuben, oder durch Komponenten, die Hauptbestandteile des Meerwassers sind, in Folge der Aufwirbelung durch die Meeresgicht (Na , Mg , Ca , Cl und SO_4), in die Niederschlagswässer.

Korrelative Bezüge der Konzentrationen einzelner Komponenten untereinander in den Niederschlagswässern ermöglichen hypothetische Annahmen über deren Ursprung zu prüfen (ULRICH et al. 1979a, ELLENBERG et al. 1986). Obwohl die gemessenen Werte selten normalverteilt sind, werden von den meisten Autoren zur Argumentation lineare Korrelationskoeffizienten herangezogen (ULRICH et al. 1979a, MOLDAN 1980, ELLENBERG et al. 1986, BREEMEN et al. 1988). In **Tab. 6-6** wurden Annahmen über den Ursprung bestimmter Elemente und signifikante korrelative Beziehungen zu den Konzentrationen anderer Elemente zusammengestellt. Sie kennzeichnen gleiche Quellen bzw. Entstehungsprozesse für die betrachteten Elemente. Die Annahmen beruhen auf der Kenntnis biologischer und geochemischer Kreisläufe (ULRICH 1979a, ULRICH et al. 1979b) und des gemeinsamen Vorkommens einzelner

Elemente in fossilen Brennstoffen, im Meerwasser und möglichen chemischen Reaktionen nach der Emission in die Atmosphäre. Die gesamte Korrelationsanalyse ist in **Tab. A 14** bis **Tab. A 19** zusammengestellt.

Im Untersuchungsgebiet deuten die sehr hohen Korrelationen von Na, Cl und Mg, den Hauptelementen der im Meerwasser gelösten Salze, auf die gemeinsame Herkunft aus dem Meerwasserspray hin und belegen die Annahme des starken Einflusses der Meerwassergischt auf die Zusammensetzung der Niederschlagsdeposition. Die Konzentrationen in den Niederschlagswässern der zweithäufigsten anionischen Komponente im Meerwasser dem SO₄, ergaben ebenfalls signifikante korrelative Beziehungen zu den übrigen meeresbürtigen Elementen. ULRICH et al. (1979a) und der FBW (1989) gehen davon aus, daß der größte Teil der NH₄- und NO₃-Emissionen aus Verbrennungsvorgängen stammen, so daß im Untersuchungsgebiet bei der Zuordnung von SO₄-Quellen, dieser Pfad auf jeden Fall in Frage kommt. Die Sulfat- und Nitratkonzentrationen in Regenwässern beruhen sogar in emittentenfernen Gebieten, z.B. in Nordschweden, maßgeblich auf der Wirksamkeit anthropogener Quellen (SWEDISH MINISTRY OF AGRICULTURE 1982). Die jüngsten Entwicklungen der Schwefelemissionen lassen einen deutlichen Rückgang erkennen (FBW 1989, 114, 245), so daß mit einer relativen Zunahme der natürlichen SO₄-Komponente in der Atmosphäre zu rechnen ist. Die korrelativen Bezüge von SO₄-S mit den übrigen Meerwasserkomponenten aber auch gleichzeitig mit Bestandteilen des im Untersuchungsgebietes vorliegenden Ca- und Mg-reichen Bodenstaubes deuten möglicherweise auf diesen Trend hin (**Tab. 6-6**). Die enge Korrelation von NH₄-N mit SO₄-S kann auf Neutralisationsreaktionen beruhen, bei denen gasförmige Ammoniakemissionen mit sauer wirkenden Luftschadstoffen, im Zuge derer atmosphärisch bevorzugt Ammoniumsulfat-Aerosole gebildet werden, reagieren (MARSH 1978). Die Aufwirbelung von Wassertropfen mit der darin gelösten Elementfracht aus dem Kronenraum in die atmosphärische Grenzschicht (Insertion) ist möglicherweise für die Korrelation von K mit Ca und Mg verantwortlich.

Tab. 6-6: Korrelative Zusammenhänge zwischen den Elementkonzentrationen im Freilandniederschlag, die auf gleiche Herkunft schließen lassen

Hypothese	Beziehung	Korrelative Bezüge
Na, Cl und Mg stammen aus Meerwasserspray	Na/Cl	0,943 **
	Na/Mg	0,963 **
	Mg/Cl	0,902 **
SO ₄ stammt aus dem Meerwasser	SO ₄ -S/Cl	0,49 *
	SO ₄ -S/Na	0,567 **
	SO ₄ -S/Mg	0,655 **
SO ₄ stammt aus Verbrennungsvorgängen	SO ₄ -S /NH ₄ -N	0,62 **
Ammonium entstammt zunächst gasförmigen Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft und reagiert mit sauren Komponenten der Atmosphäre	NH ₄ -N /SO ₄ -S	0,62 **
	NH ₄ -N /NO ₃ -N	-0,28 ns
Durch sauer wirkende Luftschadstoffe werden alkalische Bestandteile von Stäuben in die Lösungsphase überführt	SO ₄ -S/Ca	0,619 **
	NO ₃ -N/Ca	0,197 ns
	SO ₄ -S/Mg	0,655 **
SO ₄ stammt aus Bodenstaub	SO ₄ -S/Ca	0,619 **
	SO ₄ -S/Mg	0,655 **
Bestimmte Anteile stammen aus carbonatischen Bodenstäuben	Ca/Mg	0,819 **
Ein Teil der deponierten Stoffmengen ist auf Pflanzenauswaschung und Re-Insertion zurückzuführen	K/Mg	0,798 **
	K/Ca	0,412 ns

PEARSON Korrelationskoeffizient aus eigener Erhebung: ** p<0,01 (2-seitig), * p<0,05(2-seitig)

Hypothesen: ULRICH (1979a), ULRICH et al. (1979b), ELLENBERG et al. (1986)

Auch bei Stammabfluß und Kronentraufe kann davon ausgegangen werden, daß die Elementkonzentrationen für diejenigen Elemente, deren Transportrate vom gleichen Prozeß bestimmt sind, zusammenhängen.

Die Ionen von Mg, Ca und NH₄ treten als Neutralisationsprodukt der aus SO₄ gebildeten Schwefelsäure bei ihrer Reaktion mit Kalk- und Bodenstäuben auf und sind deshalb im „SO₄-Aerosol“ zu erwarten (**Tab. 6-6**). Dies bestätigt insbesondere die Korrelation zwischen

6 Ergebnisse und Interpretation

SO₄-S und NH₄-N mit $r = 0,866$ beim Stammabfluß bzw. $r = 0,842$ bei der Kronentraufe. NO₃-N weist, obwohl es wie SO₄-S aus Verbrennungsvorgängen freigesetzt wird, aber keine korrelativen Bezüge zu SO₄-S auf.

Na und Cl gelangten, wie auch schon beim Freilandniederschlag, durch Meerwassergischt in die Luft, worin die auch hier vorhandene hohe Korrelation ($r = 0,95$ bzw. $r = 0,957$) begründet liegt. K und Mn sind durch den Prozeß der Pflanzenauswaschung miteinander korreliert.

Die Korrelation von K und Mn zu Mg und Ca ist bei den untersuchten Proben hoch. Derartige Zusammenhänge werden nach ELLENBERG et al. (1986) nicht durch Blattauswaschung verursacht, sondern durch Prozesse an intercipierenden Blattoberflächen, wie z. B. die Assimilation von Nährstoffen durch die Mikroorganismen in der Phyllosphäre, die Insertion von organischen Substanzen und Ionen in die troposphärische Grenzschicht und/oder die Mineralisierung der Substanz von Mikroorganismen und organischem Staub (z. B. Pollen).

Die Korrelation zwischen NH₄-N und NO₃-N ($r = 0,781$ bzw. $r = 0,698$) weist darauf hin, daß NH₄ nitrifiziert worden ist. Hierbei wird durch mikrobielle Oxidation das NH₄ über NO₂ zu NO₃ umgewandelt. Der Prozeß der Nitrifikation ist als Mineralisierungsvorgang neben ausreichenden Temperaturen besonders von der Anwesenheit von Nährelementen abhängig, so daß es in den Kronentraufemessern schneller zu Umsetzungen kommen kann als im Freilandniederschlag in dem keine korrelativen Bezüge zwischen NH₄-N und NO₃-N gefunden wurden (**Tab. 6-6**). Der Nitrifizierungsprozeß ist möglicherweise ein Grund dafür, weshalb im Bestandesniederschlag keine korrelativen Bezüge zwischen aus Verbrennungsvorgängen stammenden NO₃-N- und SO₄-S-Emissionen vorliegen. Außerdem nimmt der natürliche SO₄-Anteil an der Deposition mit kontinuierlicher Abnahme der SO₄-Emissionen aus Verbrennungsvorgängen ständig ab.

Tab. 6-7: Korrelative Zusammenhänge zwischen Elementkonzentrationen im Stammabfluß und in der Kronentraufe, die durch die gleichen Prozesse gesteuert werden

Hypothese	Korrelative Bezüge und Pearson Korrelationskoeffizienten			
	Stammabfluß		Kronentraufe	
		r / sig.		r / sig.
Interception im gleichen Aerosol bzw. Nebeltröpfchen wie SO ₄ (gleiche Quelle)	SO ₄ -S/NH ₄ -N	0,866 **	SO ₄ -S /NH ₄ -N	0,842 **
	SO ₄ -S /Mg	0,682 **	SO ₄ -S /Ca	0,784 **
	SO ₄ -S /NO ₃ -N	0,681 **	SO ₄ -S /NO ₃ -N	0,579 **
	SO ₄ -S /Ca	0,669 **	SO ₄ -S /Mg	0,577 **
	SO ₄ -S /H	0,543 **	SO ₄ -S /H	0,539 **
Interception im gleichen Aerosol bzw. Nebeltröpfchen wie Na (Quelle: Meerwasserspray)	Na/Cl	0,95 **	Na/Cl	0,957 **
	Na/Mg	0,431 **	Na/Mg	0,662 **
Die Ionen unterliegen der Pflanzenauswaschung wie K	K/Mn	0,671 **	K/Mn	0,402 **
Die Ionen unterliegen der Re-Insertion wie K	K/Mg	0,899 **	K/Mg	0,805 **
	K/Ca	0,829 **	K/Ca	0,735 **
Die Ionen unterliegen der Re-Insertion wie Mn	Mn/Ca	0,817 **	Mn/Ca	0,455 **
	Mn/Mg	0,739 **	Mn/Mg	0,801 **
NH ₄ wird nitrifiziert	NH ₄ -N/NO ₃ -N	0,781 **	NH ₄ -N /NO ₃ -N	0,698 **

Hypothesen: ULRICH et al. (1979a), ELLENBERG et al. (1986); verändert;

r = PEARSON Korrelationskoeffizient: ** $p < 0,01$ (2-seitig), * $p < 0,05$ (2-seitig) aus eigener Erhebung

6.2.4 Depositionsbilanzen

6.2.4.1 pH-Wert und Deposition von H⁺-Ionen

Ein theoretischer, natürlicher Niederschlag, im Gleichgewicht mit dem CO₂-Gehalt der Atmosphäre, hat einen pH-Wert von ca. pH 5,6 (BLOCK & BARTELS, 1983; EISENBARTH, 1987). Neben der minimalen Dissoziation des Wassers selbst, führt die Lösung von CO₂ im Niederschlag zur Bildung von Kohlensäure, so daß der pH-Wert im schwach sauren Bereich liegt. Sinkt der pH-Wert im Niederschlagswasser unterhalb von pH 5,6 spricht man von „Saurem Regen“ (SMIDT & SONDEREGGER 1983).

BLOCK & BARTELS (1985) geben an den LÖBF-Meßstellen (Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen) gemessene Jahresmittelwerte für Nordrhein-Westfalen von pH 4 und pH 4,6 an. Dieser Versauerungsgrad übertrifft den als „natürlich“ angesehenen Säuregehalt des nicht durch Emissionen beeinflussten Regens um das 15 bis 50fache. In der gleichen Größenordnung liegt der von FÜHRER et al. (1988) angegebene Bereich für die noch nicht vereinigte Bundesrepublik Deutschland von pH 3,9 bis pH 4,6. Die Niederschläge in Deutschland sind nach WINKLER (1982) bereits um 1930 so sauer wie heute gewesen, d. h. in den letzten Jahrzehnten hat es keine fallende Tendenz in Mitteleuropa gegeben.

Die pH-Werte im Strundetal liegen im Untersuchungszeitraum mit durchschnittlich pH 5,45 für den Freilandniederschlag, pH 5,36 für den Stammabfluß und pH 6,32 für die Kronentraufe sehr hoch (**Tab. A 2**). In **Tab. 6-8** sind einige Vergleichsdaten für den Freilandniederschlag aus Nordrhein-Westfalen und die durchschnittlichen Werte aus dem Solling-Projekt angegeben.

Tab. 6-8: Durchschnittlicher pH-Wert im Freilandniederschlag

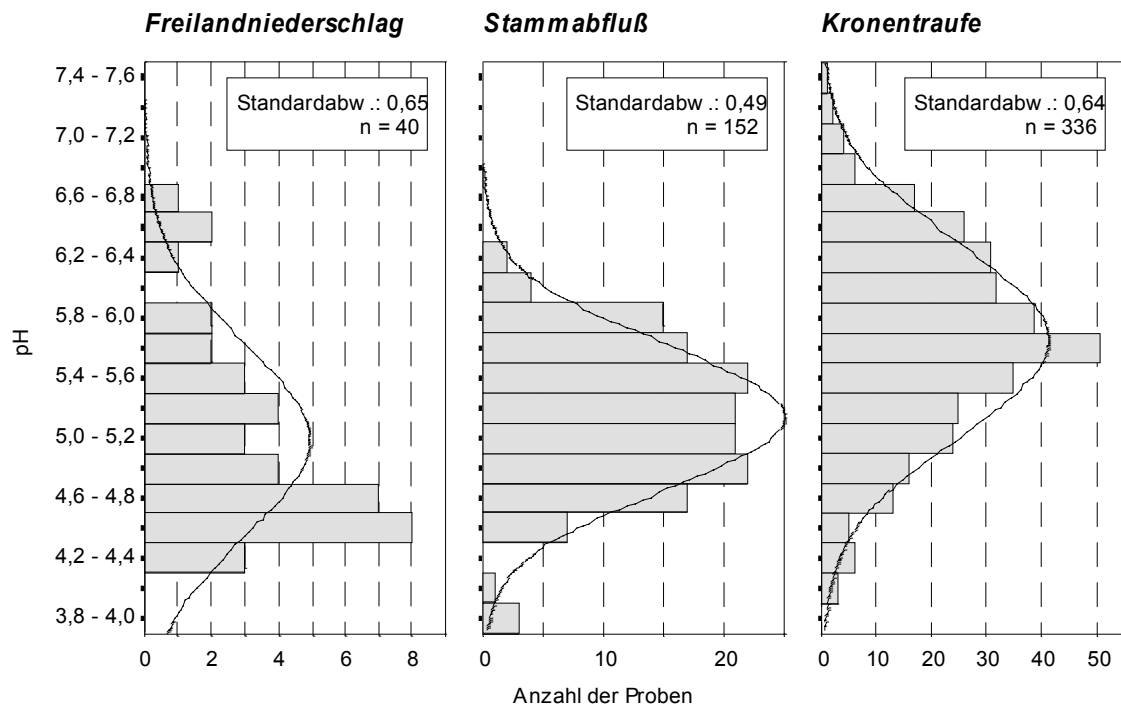
verschiedener Untersuchungen aus Nordrhein-Westfalen im Vergleich zum Solling-Projekt und zu den eigenen Messungen im Strundetal *¹ arithmetischer Mittelwert; *² gewichteter Mittelwert, Daten aus BARTELS (1983); ELLENBERG et al. (1986) und eigener Erhebung)

Ort	Meßzeitraum	pH-Wert
Lüdenscheid	3/81 – 2/82	4,11 ¹
Geldern	5/81 – 5/82	4,28 ¹
Lünen	8/80 – 7/81	4,56 ¹
Wuppertal	2/81 – 3/82	4,63 ¹
Bochum	3/81 – 2/82	4,08 ¹
Essen	10/79 – 3/80	4,35 ¹
Jülich	10/79 – 3/80	4,22 ¹
Hamminkeln	3/81 – 8/81	4,10 ²
Olpe	10/81 – 9/82	4,25 ²
Haltern (Haard)	10/81 – 9/82	3,95 ²
Solling	1969 - 74	4,10 ²
Strundetal	7/96 – 6/97	5,45 ² / 5,09 ¹

Die ermittelten Mediane der pH-Werte im Strundetal liegen mit pH 4,91 für den Freilandniederschlag, pH 5,21 für den Stammabfluß und pH 5,79 für die Kronentraufe deutlich unter den gewichteten Mittelwerten (**Abb. 6-7**), d. h. besonders die Proben mit den höchsten Niederschlagsmengen weisen die höchsten pH-Werte auf, und beeinflussen somit den gewichteten Mittelwert am stärksten (**Tab. A 2** und **Tab. A 3**). In **Abb. 6-7** sind die Häufigkeitsverteilungen der gemessenen pH-Werte von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe dargestellt. Dabei wird beim Freilandniederschlag deutlich, daß die pH-Werte zwischen pH 4,4 und pH 4,8 am häufigsten vertreten sind (**Tab. A 2**).

Der sehr hoch erscheinende mittlere pH-Wert der Niederschlagsdeposition könnte in zwei Prozessen begründet liegen. Nach GEHRMANN (1988) kann eine pH-Wert-Erhöhung auf eine durch Ammoniakemissionen induzierte atmosphärische Protonenpufferung zurückzuführen sein. Dabei wird die potentielle Säurebelastung jedoch nicht nachhaltig kompensiert, da das Reaktionsprodukt Ammonium als Säurereservoir die abgepufferte Acidität des Niederschlags in den Boden transferiert (KROBOK 1993). Bei der pflanzlichen Aufnahme und Umsetzung in organisch gebundenen Stickstoff sowie bei der Nitrifikation werden aufgrund der inneren und äußeren Elektroneutralität je mol NH₄ ein bzw. zwei Protonen freigesetzt. Für landwirtschaftlich stark genutzte Regionen scheint dieser Prozeß der atmosphärischen Protonenpufferung typisch zu sein (GEHRMANN 1990).

Abb. 6-7: Häufigkeitsverteilung der pH-Werte im Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe
(von Juli 1996 bis Juni 1997, n = Anzahl der Proben)



Quelle: Eigene Erhebungen

Die Beeinflussung des Untersuchungsgebietes durch kalkhaltige Stäube aus der unmittelbaren Umgebung der z.T. vegetationsfreien Schlagflur kann aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten nur als Hypothese formuliert werden. Im Falle der Richtigkeit der Annahme wäre dies ein interessantes Beispiel für die Beeinflussung des Depositionsgeschehens durch nahe Standortfaktoren (s. BREDEMEIER 1987, 51).

Abgesehen davon hängt das Ausmaß der Abpufferung von H^+ -Ionen und der Neutralisation der Niederschläge nach ULRICH et al. (1979a) in hohem Maße von den örtlichen Gegebenheiten ab. So kann der pH-Wert von Niederschlägen in Gebieten mit geringer Vegetationsdecke und/oder starker landwirtschaftlicher Nutzung durch hohe Staubgehalte in der Atmosphäre abgepuffert werden. Dabei können die pH-Werte in Niederschlägen merklich erhöht werden (SMIDT & SONDEREGGER 1983).

WINTERMEYER & KLOCKOW (1990) geben für die alte Bundesrepublik Deutschland in küstennahen Regionen, in relativ niederschlagsarmen Gebieten Süd- und Südwestdeutschlands und im Hochgebirge Eintragsraten von unter $0,2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ an. Im nördlichen Mittelgebirgsraum und nördlich des Ruhrgebietes können bis maximal $1,0 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ auftreten. Hieraus wird deutlich, daß die H^+ -Ionen-Deposition im Untersuchungsgebiet mit Werten von $0,1286 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für die Niederschlagsdeposition und $0,4105 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für die Gesamtdeposition (**Tab. 6-12** und **Tab. A 20**) weit unter der angegebenen Grenze liegt und wahrscheinlich von den oben angesprochenen Phänomenen beeinflusst wurde.

6.2.4.2 Deposition von Metall-Kationen

Kalium ist das einzige monovalente Kation, das für alle Pflanzen essentiell ist. Seine Hauptrolle spielt es als Co-Faktor bei Enzymreaktionen und als mineralische Komponente der Zelle (SITTE et al. 1991). Es geht in der Zelle keine organische Verbindungen ein.

Aus **Abb. 6-8** wird deutlich, daß K von der höchsten Rate der Blattauswaschung (Q) betroffen ist. Mit $17,25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ liegt die Blattauswaschungsrate deutlich über der Rate der Gesamtdeposition mit $4,81 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (**Tab. A 21**). Dies deckt sich auch mit den Angaben, die TUKEY (1970) und ELLENBERG et al. (1986) über die Auswaschung von Kationen machen.

Natrium wird, wie schon erwähnt, nicht aus der Pflanze ausgewaschen und unterliegt daher nur der Deposition. Die Gesamtdeposition des Na-Eintrags liegt bei $13,51 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, wobei von einer vollständigen meeresbürtigen Herkunft ausgegangen wird (**Abb. 6-8** und **Tab. A 22**). Für die Pflanzen spielt das Na als Spurenelement nur eine sehr untergeordnete Rolle oder aber wird, besonders von höheren Pflanzen, überhaupt nicht benötigt.

Für **Magnesium** liegt die Gesamtdeposition bei $2,71 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und die Blattauswaschungsrate (Q) bei $1,95 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (**Abb. 6-8** und **Tab. A 23**). Mg ist als Bestandteil der Chloroplasten und des Protopectins unentbehrlich und wird, wie schon das K, als Co-Faktor bei einer Reihe von Enzymen benötigt. Mg wirkt in reinen Lösungen stark giftig und hindert in hohen Konzentrationen die K-Aufnahme. Auf der anderen Seite wird die Mg-Aufnahme durch andere Kationen, wie z. B. K, NH_4 , Ca, Mn und H^+ , behindert (SITTE et al. 1991). Dies unterstreicht die Bedeutung einer ausgewogenen Nährelementzusammensetzung für das ungestörte Pflanzenwachstum.

Im Vergleich zur **Calcium**-Gesamtdeposition von $14,08 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ist die Ca-Auswaschungsrate mit $2,19 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ gering (**Abb. 6-8** und **Tab. A 24**). Dieser sehr hohe Depositionsanteil kann durch aufgewehten Ca-Staub aus der unmittelbaren Umgebung stammen, da die Windwurflläche im Untersuchungsgebiet noch nicht vollständig mit geschlossener Vegetation bedeckt ist und somit dem Wind genügend Angriffsfläche bietet.

Der Ca-Eintrag in Waldökosysteme wird besonders durch Bodenstaub beeinflusst. Die Annahme, daß Ca aus dem Bodenstaub stammt wird nach BREDEMEIER (1987) durch hohe Flußraten im Freilandniederschlag gestützt. Im Untersuchungsgebiet liegen die Flußraten im Freilandniederschlag ($9,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) ähnlich denen im Solling ($9,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) (BREDEMEIER 1987, 54, Angaben nach MATZNER unveröff.), jedoch liegt die Interceptionsdeposition von Ca mit 50 % des Freilandniederschlags wesentlich höher und beträgt immer noch 1/3 an der Gesamtdeposition von $15,96 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Die relativ kleinen, offenen Buchenwaldstandorte im Untersuchungsgebiet werden vermutlich ebenfalls durch Bodenstaub beeinflusst.

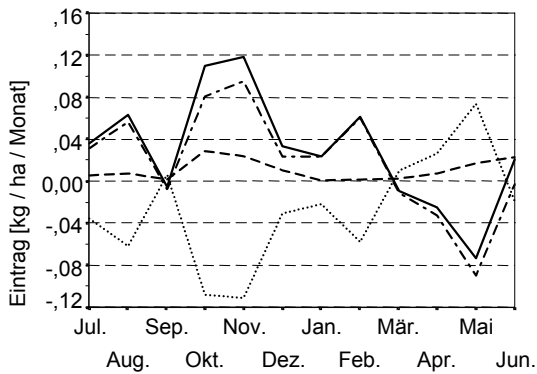
BREDEMEIER (1987, 53) und ULRICH et al. (1979a) kommen zu dem Ergebnis, daß sowohl Interceptionsverdunstung als auch Interceptionsdeposition eine Funktion der **aktiven Oberfläche** der Bestände sind. Je dichter der Bestand, desto größer die aktive Oberfläche, so daß die Interceptionsdeposition in Fichtenbeständen besonders hoch ist (z. B. 52 % gegenüber 17 % im Buchenbestand, nach BREDEMEIER, (1987, 52)). Im Untersuchungsgebiet kann nur so argumentiert werden, daß die aktive Oberfläche auch abhängig vom Luftmassendurchsatz in einem Bestand ist, so daß in offenen exponierten Beständen die Interceptionsdeposition höher ausfällt. Diese Annahme deckt sich mit der Erkenntnis, daß in geschlossenen Beständen die turbulente Durchmischung nur im Grenzbereich Bestand-Atmosphäre stattfindet und zum Bestandesinnern die Konzentration allochthon deponierter Stoffe nachläßt (LINDBERG & JOHNSON 1989), so daß die Ablagerung von Stoffen im Innern offener Wälder wesentlich höher ausfallen kann. Dieser Befund läßt sich sehr gut mit den Interceptionsverlusten der offenen Bestände erklären, die den Luftstrom weit in den Bestand strömen lassen. Dabei wird die Strömungsgeschwindigkeit reduziert und im Gegensatz zum geschlossenen Bestand erfolgt keine Kontraktion der Strömungslinien. In Simulationsversuchen in Buchenwäldern Norddeutschlands (*Asperulo Fagetum*, 97 Jahre) konnte der Zusammenhang zwischen geringerer Windgeschwindigkeit und erhöhter Interception nachgewiesen werden (HÖRMANN et al. 1996).

In Pflanzenzellen dient Ca als wesentlicher Baustoff der Zellwände. Ca-Mangel hemmt z. B. die Pollenkeimung und das Pollenschlauchwachstum und führt zur Schädigung der Wurzelmeristeme (SITTE et al. 1991). Ca ist ebenfalls Co-Faktor bei vielen Enzymreaktionen.

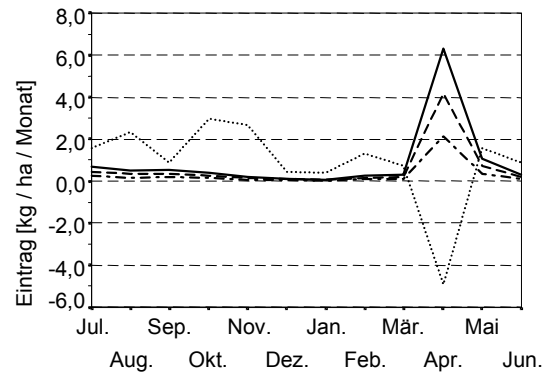
6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-8: Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der Elementeinträge von H^+ , K, Na, Mg, Ca, und Mn (für Niederschlagsdeposition (ND), Interceptionsdeposition (ID), Gesamteintrag (GD) und Quell- und Senkterme (Q) von Juli 1996 bis Juni 1997 in $kg \cdot ha^{-1} \cdot Monat^{-1}$)

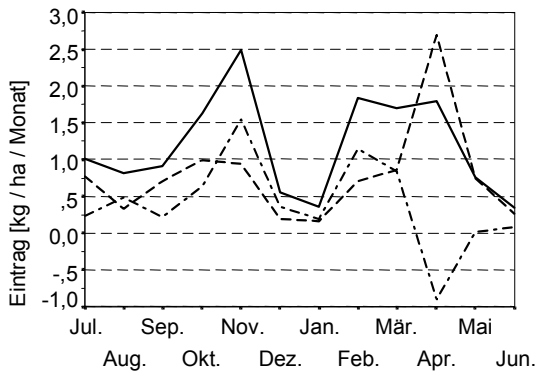
H^+ -Ionen



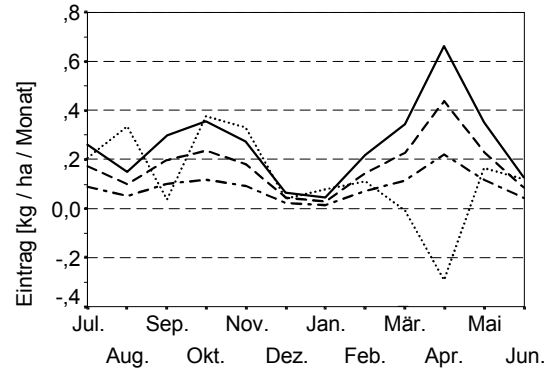
Kalium



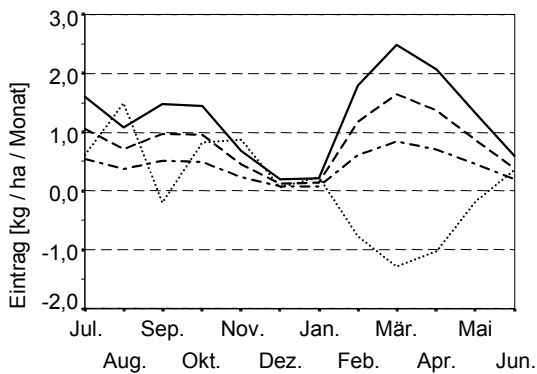
Natrium



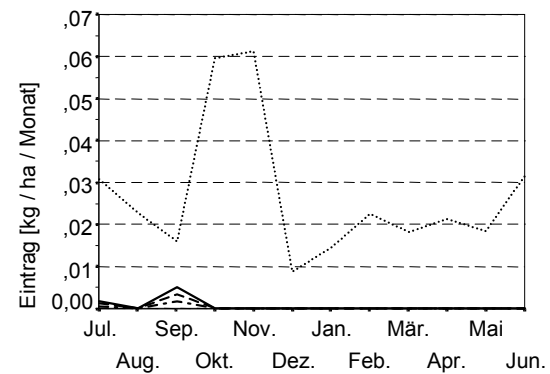
Magnesium



Calcium



Mangan



--- ND -.-.- ID — GD Q

Quelle: Eigene Erhebungen

Hohe Auswaschungsanteile (Q) finden sich auch für Mangan, welches aber nur in sehr geringen Mengen in den Niederschlagsproben enthalten ist (**Abb. 6-8** und **Tab. A 25**). Mn unterliegt nach ULRICH et al. (1979b) nur in bodensauren Wäldern der Blattauswaschung und damit auch der Insertion, nicht dagegen in Waldökosystemen auf kalkreichen Substraten. Da aber Mn im Strundetal ausschließlich über die Blattauswaschung in den Bestandesniederschlag gelangt, könnte dieses ein Hinweis auf die Versauerung des Bodens sein. Die hohen Blattauswaschraten des Mn könnten aber, wegen der geringen Mn-Konzentration in den Niederschlägen, auch in Meßfehlern begründet sein.

Mn wird im Gegensatz zu K, Ca und Mn nur als Spurenelement benötigt und dient wie diese

6 Ergebnisse und Interpretation

Elemente auch als Co-Faktor vieler Enzyme.

6.2.4.3 Deposition von Schwermetallen

Die **Blei-Immissionen** werden im Luftreinhalteplan von 1992 (MURL 1992) im 64 km²-Sektor um Bergisch Gladbach mit 75 µg·m⁻²·d⁻¹ (273,8 g·ha⁻¹·a⁻¹, I1-Wert) angegeben und erreichen eine Größenordnung der Durchschnittswerte für NRW (69 µg·m⁻²·d⁻¹, 251,9 g·ha⁻¹·a⁻¹) bzw. für das Ruhrgebiet (79 µg·m⁻²·d⁻¹, 288,4 g·ha⁻¹·a⁻¹) (LAHMANN 1990). Sie liegen damit niedriger als die Werte von Köln und Leverkusen, die besonders stark von der hohen Verkehrsdichte beeinflusst werden. Vergleicht man die I1-Werte (arithmetischer Mittelwert eines Meßgebietes als Vergleichsgröße zum Immissionswert der TA-Luft für Langzeitbelastungen) mit dem Immissionswert der TA-Luft von 250 µg·m⁻²·d⁻¹ (921 g·ha⁻¹·a⁻¹), so wird ersichtlich, daß die Bleiniederschlagswerte insgesamt sehr niedrig sind. Gleiches gilt für den **Cadmiumniederschlag**, der im Sektor von Bergisch Gladbach mit 1,0 µg·m⁻²·d⁻¹ (3,65 g·ha⁻¹·a⁻¹) (LAHMANN 1990: Ø NRW: 1,1 µg·m⁻²·d⁻¹, 4,02 g·ha⁻¹·a⁻¹) ebenfalls als sehr niedrig einzustufen ist und deutlich unter dem Immissionswert der TA-Luft von 5 µg·m⁻²·d⁻¹ (18,3 g·ha⁻¹·a⁻¹) liegt. Die Staubbiederschläge betragen im Sektor nur ca. 1/3 (0,1 µg·m⁻²·d⁻¹ bzw. 0,37 g·ha⁻¹·a⁻¹) der TA-Luft-Werte (0,35 µg·m⁻²·d⁻¹ bzw. 1,28 g·ha⁻¹·a⁻¹).

Tab. 6-9: Jahresgang der Schwermetaldeposition durch den Freilandniederschlag und im Bestandesniederschlag, sowie die Kronenrauminteraktion (KDD = BN - FN) und Vergleichswerte für Nordrhein-Westfalen für Blei und Cadmium

<u>Freiland</u>	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Summe
						[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]							[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]
Cd	0,243	0,203	0,302	0,191	0,128	0,051	0,031	0,136	0,255	0,754	0,380	0,160	2,832
Mn	12,913	10,412	26,592	13,868	13,236	3,670	1,828	7,176	13,145	11,484	36,909	16,421	167,655
Pb	1,467	0,515	2,725	2,184	4,553	0,566	0,423	3,077	1,543	2,929	3,308	3,809	27,099
Zn	0,071	0,062	0,076	0,076	0,046	0,013	0,010	0,073	0,067	0,029	0,061	0,036	0,621
<u>Kronentraufe</u>	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Summe
						[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]							[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]
Cd	0,128	0,333	0,075	0,154	0,369	0,019	0,052	0,161	0,119	0,293	0,149	0,083	1,935
Mn	28,251	26,278	9,546	22,814	51,070	3,076	7,996	15,952	13,783	25,209	43,505	31,948	279,428
Pb	1,012	2,195	0,244	0,338	1,901	0,266	0,619	1,407	0,721	2,315	1,862	1,365	14,246
Zn	0,044	0,060	0,031	0,118	0,051	0,011	0,015	0,095	0,043	0,025	0,021	0,023	0,536
<u>Stammabfluß</u>	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Summe
						[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]							[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]
Cd	0,010	0,028	0,007	0,074	0,069	0,018	0,022	0,032	0,017	0,100	0,016	0,010	0,405
Mn	1,684	3,677	2,081	5,319	15,819	4,602	11,519	7,916	7,425	10,272	2,876	1,994	75,183
Pb	0,588	1,128	0,232	0,825	1,217	0,247	0,249	0,626	0,505	1,289	0,589	0,389	7,883
Zn	0,005	0,009	0,002	0,012	0,009	0,005	0,005	0,009	0,007	0,009	0,004	0,002	0,080
Negative Werte = Kronenraum als Senke													
<u>KDD (BN-FN)</u>	Jul	Aug	Sept	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Summe
						[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]							[g·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]
Cd	-0,105	0,158	-0,219	0,038	0,310	-0,013	0,043	0,058	-0,118	-0,361	-0,215	-0,067	-0,491
Mn	17,022	19,542	-14,965	14,264	53,652	4,008	17,687	16,692	8,064	23,997	9,473	17,522	186,957
Pb	0,132	2,808	-2,249	-1,022	-1,435	-0,053	0,446	-1,044	-0,317	0,675	-0,857	-2,055	-4,970
Zn	-0,022	0,007	-0,042	0,054	0,014	0,002	0,009	0,031	-0,018	0,005	-0,036	-0,010	-0,005

Vergleichswerte Nordrhein-Westfalen									
	Ges.	Ruhrgebiet	Ruhr-West	Duisburg		Ges.	Ruhrgebiet	Ruhr-West	Duisburg
Pb		[µg m ⁻² d ⁻¹]			Cd		[µg m ⁻² d ⁻¹]		
1988	69,0	79,0	99,0	143,0	1988	1,1	1,2	1,5	2,4
Pb		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]			Cd		[g ha ⁻¹ a ⁻¹]		
1988	251,9	288,4	361,4	522,0	1988	4,0	4,4	5,5	8,8

Quelle: Eigene Erhebungen, Vergleichswerte für NRW: LAHMANN (1990)

Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Immissionen in der Rheinschiene Süd, so sind die Blei-Immissionen deutlich rückläufig (Einführung bleifreien Benzins), während bei den Staubimmissionen nur leichte Rückgänge bzw. gleichbleibende Tendenz bei den Cadmiumimmissionen vorliegen (MURL 1992). Die Einträge für Blei, Zink und Cadmium im Untersuchungsgebiet sind in **Tab. 6-9** aufgeführt. Sie machen deutlich, daß die im Untersuchungszeitraum gemessenen Eintragsraten mit $2,8 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Cd, $27,1 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Pb und $0,6 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Zn noch deutlich unter den oben aufgeführten Werten liegen und den Größenordnungen für ländliche Gebiete in Europa entsprechen. ALLOWAY (1999) quantifiziert diese mit $2,6 - 19 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ für Cadmium und DAVIES (1999) mit $31 - 310 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ für Blei. Eine detaillierte Interpretation der Schwermetalle erfolgt in Kap. 6.4.4.2.

6.2.4.4 Deposition von Nicht-Metallen

Das Verhältnis von Na zu Cl im Freilandniederschlag entspricht in Küstennähe dem des Meerwassers (WEDEPOHL 1967). Untersuchungen in Nordwestdeutschland (Heide, Harste, Spannbeck) kommen zu ähnlichen, aber mit zunehmender Meerentfernung zu abnehmenden Verhältnissen.

<i>Na/Cl</i>	<i>(mol/mol)</i>	<i>Quelle</i>
Meerwasser	0,858	WEDEPOHL (1967)
FN Heide	0,850	BREDEMEIER (1987)
FN Harste	0,781	BREDEMEIER (1987)
FN Spannbeck	0,776	BREDEMEIER (1987)
FN Strunde	0,697	eigene Erhebungen

Die Abnahme des Verhältnisses zugunsten des **Chlorids** im Binnenland kann durch Fraktionierung meeresbürtiger Aerosole während des atmosphärischen Transportes oder durch Emissionen aus zusätzlichen Cl-Quellen bedingt sein (BREDEMEIER 1987, 51). Als Quellen kommen z. B. Müllverbrennungsanlagen oder die chemische Industrie in Frage. Die Gesamtdeposition von Cl lag im Untersuchungszeitraum bei $36,37 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, welche sich aus $17,01 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Niederschlagsdeposition und $19,36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ Interceptionsdeposition zusammensetzt (**Tab. A 29**).

Hohe saisonale Unterschiede der Cl-Flußraten in den Bestandesniederschlägen weisen auf die erhöhte Interceptionsdeposition von Meersalzaerosol-befrachteten Partikeln hin. Bei diesen Partikeln handelt es sich vermutlich um Advektivnebel oder Wolkentropfchen, die vor allem im Herbst und Winter durch Stürme weit landeinwärts transportiert werden (**Abb. 6-9**). Für Chlorid wird außer einer sehr geringen herbstlichen Blattauswaschung kein anderer Prozeß angenommen, durch den die Pflanze auf die Transportrate dieses Elementes in den Niederschlägen Einfluß nehmen könnte (ULRICH et al. 1979a). Mit zunehmender Entfernung zum Meer verändert sich das Na/Cl-Molverhältnis in den Niederschlägen zugunsten des Chlorids (vgl. Kap. 4.3), so daß eine weitere Cl-Quelle in Betracht gezogen werden muß. Hierfür kommen Chlorwasserstoffe aus Verbrennungsvorgängen in Frage. Der Beitrag des Cl aus nicht natürlichen Quellen an der Gesamtsäuredeposition hängt sehr stark von der Art der Deposition ab. Wird Cl nicht in Form von Neutralsalzen, sondern als HCl-Tropfen deponiert, erhöht sich die Säuredeposition entsprechend. In Harste und Spannbeck liegt dieser zusätzliche Beitrag zur Gesamtsäuredeposition bei $<0,1 \text{ kmol}_c\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (BREDEMEIER 1987, 52). Im Untersuchungsgebiet ist der Anteil mit $0,32 \text{ kmol}_c\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ wesentlich höher. Dies läßt sich leicht aus der Lage des Untersuchungsgebietes am Ostrand der Rheinschiene mit zahlreichen zusätzlichen Cl-Quellen aus Verbrennungsvorgängen erklären.

Chlor findet sich bei Pflanzen in einer Konzentration von ca. $50 - 500 \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ Trockengewicht (SITTE et al. 1991) und spielt nur als Spurenelement eine wichtige Rolle (ELLENBERG et al. 1986). Als Chlorid ist es vor allem in den Chloroplasten und im Zellsaft

angereichert. Einen Chloridmangel an natürlichen Standorten gibt es nicht, wohl aber „überoptimale“ Chloridkonzentrationen (SITTE et al. 1991).

Die durchschnittlichen Depositionsraten von **Sulfat** reichen in der alten Bundesrepublik Deutschland nach WINTERMEYER & KLOCKOW (1990) von ca. 20 kg SO₄·ha⁻¹·a⁻¹ (6,7 kg SO₄-S·ha⁻¹·a⁻¹) in den niederschlagsärmeren Regionen Südwestdeutschlands bis zu nahezu 80 kg SO₄·ha⁻¹·a⁻¹ (26,7 kg SO₄-S·ha⁻¹·a⁻¹) in den nördlichen und östlichen Mittelgebirgen. Während des Untersuchungszeitraumes kommt es im Strundetal zu einer Niederschlagsdeposition von 4,27 kg SO₄-S·ha⁻¹·a⁻¹ und einer Gesamtdeposition von 9,93 kg SO₄-S·ha⁻¹·a⁻¹, was einem SO₄-Eintrag von 12,79 kg·ha⁻¹·a⁻¹ und 29,75 kg·ha⁻¹·a⁻¹ entspricht (**Abb. 6-9** und **Tab. A 30**).

Somit liegt der Eintrag unter den in der Literatur angegebenen Werten. Allgemein kann man sagen, daß die SO₂-Emissionen vorwiegend mit den westlich bis südwestlichen Strömungen aus den Ballungsgebieten, hier die Kölner Bucht, herangeführt werden. Denn rund 60 % der SO₂-Emissionen in der noch nicht wiedervereinigten Bundesrepublik Deutschland resultieren aus dem Betrieb konventioneller Kraft- und Fernheizwerke (BMU 1988), welche sich in der Mehrzahl nahe großer Ballungsräume befinden. Eine Übersicht über die wichtigsten gasförmigen Emissionsquellen sind in **Tab. 6-10** aufgeführt. Das SO₂ wird bei Wasserkontakt in H₂SO₄ umgewandelt. Hierbei ist die Aerosol-Konzentration zwar nicht einzig ausschlaggebend für die lokale Deposition, dennoch trägt sie u. a. über die Sedimentation von Sulfat-Partikeln zur Niederschlagsdeposition bei. Darüber hinaus spielt sie innerhalb von Waldbeständen eine erhebliche Rolle bei der Interceptionsdeposition von Partikeln durch die Vegetation (WINTERMEYER & KLOCKOW 1990). Die im Untersuchungsgebiet gemessene Interceptionsdeposition liegt bei 16,93 kg SO₄·ha⁻¹·a⁻¹ bzw. 5,65 kg SO₄-S·ha⁻¹·a⁻¹ und trägt somit wesentlich zur Gesamtbelastung von 29,8 kg SO₄·ha⁻¹·a⁻¹ bzw. 9,93 kg SO₄-S·ha⁻¹·a⁻¹ (GD) bei.

Tab. 6-10: Die wichtigsten gasförmigen Schwefel-Emissionsquellen

Bezeichnung	Emissionsquellen	Besonderheiten
Schwefeldioxid (SO ₂)	Verfeuerung von Heizöl, Braun- und Steinkohle, Chemiebetriebe, Hüttenwerke, Sulfatzellstoffwerke, Kokereien	Hauptschadstoff in vielen Industriegebieten, an der Entstehung saurer Niederschläge beteiligt, Assimilationsgift, Nah- und Fernwirkung auf die Vegetation (bis ca. 30 km)
Schwefeltrioxid (SO ₃)	Schwefelsäurefabriken, Ölheizung („saure Rußflocken“)	Ätزشäden, Nahschäden, kombiniert mit SO ₂
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	Sulfatzellstoffindustrie, Viskose-Kunstseidebetriebe, Kokereien, Erdölraffinerien	Zell- und Enzymgift

Quelle: DÄBLER 1991; verändert

Von einigen Spezialisten bei den Bakterien abgesehen, wird Schwefel von den Pflanzen überwiegend in Form von SO₄ aufgenommen und meist vor dem Einbau in organische Verbindungen reduziert. Wie der Stickstoff, so spielt auch der Schwefel eine wichtige Rolle für die Zellproteine (ELLENBERG et al. 1986), auf etwa 36 Atome Stickstoff kommt jeweils ein Atom Schwefel (SITTE et al. 1991). Übersteigt die Aufnahme des SO₄ den Bedarf an reduziertem Schwefel, so kann es zur Anreicherung von freiem Sulfat in der Pflanze kommen.

Stickstoff liegt gewichtsmäßig in der Trockensubstanz der Pflanze meist hinter den Elementen C, H und O an vierter Stelle. N wird in der Regel als NO₃ aufgenommen, aber auch als NH₄, jedoch seltener als N₂ und macht 18 % des Proteingewichtes aus. In einer grünen Pflanze befinden sich etwa die Hälfte des Stickstoffs der Gesamtpflanze und etwa 70 % des Blattstickstoffs in den Chloroplasten der Pflanze bzw. der Blätter (SITTE et al. 1991).

Die Landwirtschaft und insb. die Intensivtierhaltung ist Hauptverursacher von NH₄-N-Deposition (WINTERMEYER & KLOCKOW 1990). Das dabei emittierte Ammoniak (NH₃) führt nach Übergang in die flüssige Phase zu einer Erhöhung des NH₄-Gehaltes im Niederschlag.

In **Abb. 6-9** ist der Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der verschiedenen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Depositionsraten dargestellt.

Die Jahreseintragsrate von $\text{NH}_4\text{-N}$ liegt im Freilandniederschlag bei $12,84 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und die der Gesamtdeposition bei $24,26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (**Tab. A 27**), welches einem Eintrag von $16,54 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und $31,24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ NH_4 entspricht. Diese Emissionen sind in den norddeutschen Landesteilen, in denen die Massentierhaltung weit verbreitet ist, relativ gut dokumentiert, während sich für Gesamtdeutschland ein Nord-Süd-Gefälle feststellen läßt, das südlich des Norddeutschen Tieflandes zu einer starken Abnahme der Ammonium-Emissionen führt. Nach WINTERMEYER & KLOCKOW (1990) befinden sich in der Niederrheinregion, im Ems- und Münsterland und in Schleswig-Holstein die NH_4 -Einträge in der Niederschlagsdeposition bei Werten von über $19,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und im südwestdeutschen Raum bei Werten von unter $10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Durch die Leelage des Niederrheinischen Raumes und der Kölner Bucht zu den großen landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen in den benachbarten Niederlanden, sind die hohen Eintragsraten in das Untersuchungsgebiet wahrscheinlich. Einen nicht quantifizierbaren überregionalen Beitrag zur NH_4 -Deposition trägt der Ferntransport aus dieser Region bei (ASMAN & DRUKKER 1988, BARTNICKI & ALCAMO 1989).

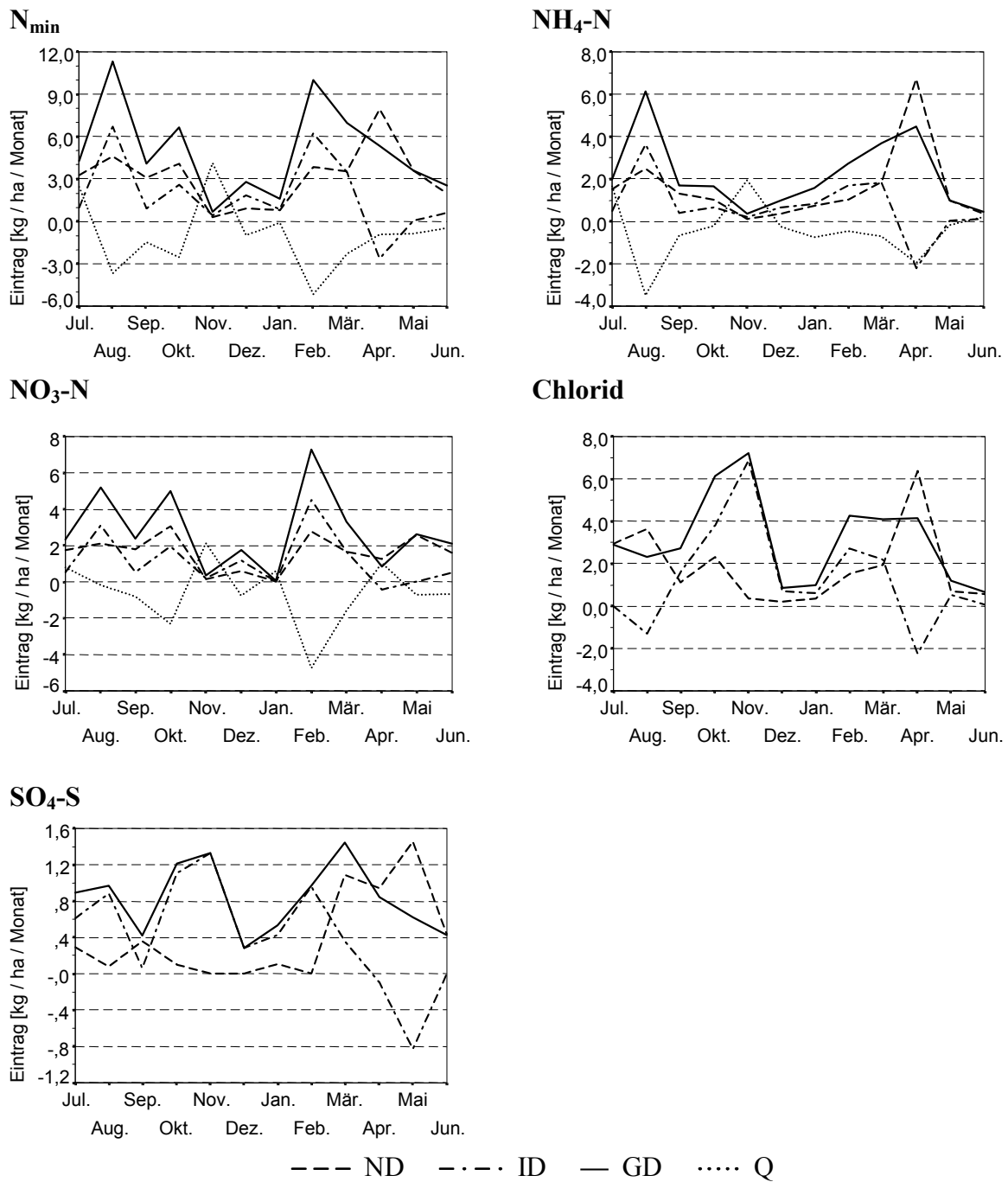
Der Eintrag von NO_3 ist durchweg durch die hohe Emissionsdichte der Stickoxide in Mitteleuropa, den Vorläuferstoffen des Nitrats, in den verkehrsreichen Ballungsräumen bedingt. Die ausgezeichnete Wasserlöslichkeit von HNO_3 begünstigt hohe Eintragsraten gerade in niederschlagsreichen Gebieten. Auf diese Weise leisten die NO_x -Emissionen im luvseitig gelegenen Raum der Mittelgebirge einen erheblichen Beitrag zu den Nitrat-Einträgen.

Die Deposition von $19,76 \text{ kg NO}_3\text{-N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ im Freilandniederschlag des Untersuchungsgebiets entspricht einem Eintrag von $87,47 \text{ kg NO}_3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (**Abb. 6-9** und **Tab. A 28**) und ist gegenüber dem von WINTERMEYER & KLOCKOW (1990) angegebenen Bereich von $16 \text{ kg NO}_3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in den Tieflagen Südwestdeutschlands und $50 \text{ kg NO}_3\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in den Hochlagen des Fichtelgebirges als besonders hoch einzustufen. Aus Mooranalysen weiß man, daß die vorindustrielle N-Zufuhr etwa $6 - 8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ betrug (ELLENBERG 1996a, 229). Demgegenüber steht eine Gesamtdeposition im Strundetal von $35,23 \text{ kg NO}_3\text{-N}$ bzw. $155,96 \text{ kg NO}_3$ pro Hektar und Jahr. Diese sehr hohen Werte liegen wohl in der räumlichen Nähe des Untersuchungsgebietes zum Ballungszentrum Köln und Bergisch Gladbach begründet.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum $32,60 \text{ kg N}_{\text{min}}\cdot\text{ha}^{-1}$ aus der Atmosphäre mit dem Freilandlandniederschlag deponiert (**Abb. 6-9** und **Tab. A 26**). Dabei liegen die durchschnittlichen Anteile von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ am N_{min} bei ca. 40 % bzw. 60 %. Doch variieren die jeweiligen Monatsanteile am Gesamtbetrag zeitlich sehr viel stärker (**Tab. A 27**). Die Schwankungen des $\text{NH}_4\text{-N}$ reichen von 17,5 % (Juni 1997) bis 97,4 % (Januar 1997).

Die Krone fungiert für Stickstoff als Senke. Im Jahresmittel werden ca. $12,4 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ im Kronenraum aufgenommen (**Tab. 6-11**). Neben der Blattaufnahme spielen hier die Festlegung von N durch die Rinde und insbesondere durch die Phyllosphärenflora eine Rolle. Die Aufnahmekapazität von Buchenblättern kann aber erheblich sein. In Düngerversuchen mit ^{15}N (ZELLER et al. 1998) konnten unmittelbar nach dem Versprühen in die Buchenkrone 42-55 % des Stickstoffs in die Blätter inkorporiert werden. Der Aminosäuregehalt der Blätter und die N-Konzentrationen stiegen sprunghaft an. 88 % des aufgenommenen ^{15}N wurden in der Alterungsphase der Blätter in die oberirdische Biomasse aufgenommen. Der Vorgang der N-Aufnahme konnte in diesen Versuchen sowohl im Frühjahr als auch während der Alterungsphasen der Blätter festgestellt werden (ZELLER et al. 1998). Die N-Aufnahme der Krone wird auch in **Abb. 6-9** deutlich. Besonders während der Vegetationszeit als auch während der Seneszenz-Phase im Oktober fixieren die Buchenblätter noch erhebliche $\text{NO}_3\text{-N}$ -Mengen. Lediglich in den Wintermonaten geht die N-Festlegung in Kronenraum zurück.

Abb. 6-9: Jahresverlauf der Monatsmittelwerte der Elementeinträge von N_{min} , NH_4-N , NO_3-N , Cl und SO_4-S (für Niederschlagsdeposition (ND), Interceptionsdeposition (ID), Gesamteintrag (GD) und Quell- und Senkenterm (Q) von Juli 1996 bis Juni 1997 in $kg \cdot ha^{-1} \cdot Monat^{-1}$)



Quelle: Eigene Erhebungen

Tab. 6-11: Flüssebilanz im Buchenwald-Ökosystem

(Niederschlagsdeposition (ND), Deposition im Bestandesniederschlag (BN), Kronendachdifferenz (KDD), Interceptionsdeposition (ID), Gesamtdosition (GD) und Quell- und Senkenterm (Q) für H^+ , K, Na, Mg, Ca, Mn, N_{min} , NH_4-N , NO_3-N , Cl und SO_4-S von Juli 1996 bis Juni 1997 in $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$, negative Werte = Senke, Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	H^+	K	Na	Mg	Ca	Mn	N_{min}	NH_4-N	NO_3-N	Cl	SO_4-S
	$kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$										
ND	0,1286	3,18	7,27	1,79	9,30	0,0049	32,60	12,84	19,76	17,01	4,27
BN	0,0206	22,05	13,52	4,66	16,26	0,3393	47,10	20,95	26,15	36,37	9,92
KDD	-0,1080	18,87	6,25	2,87	6,96	0,3344	14,50	8,11	6,39	19,36	5,65
ID	0,2819	1,63	6,25	0,92	4,77	0,0025	26,89	11,42	15,47	19,36	5,65
GD	0,4105	4,81	13,51	2,71	14,08	0,0074	59,50	24,26	35,23	36,37	9,93
Q	-0,3899	17,25	0,00	1,95	2,19	0,3318	-12,39	-3,31	-9,08	0,00	0,00

(KDD=BN-ND; $ID_x = BN_x - ND_x$, x=Na, Cl oder S; $ID_{particulär x} = ID_{Na}/ND_{Na} \cdot ND_x$, x=H, Ca, Mg, Na, K, Mn oder S; $ID_{gas}^S = ID_{gas}^{H^+}$; $Q_x = BN_x - ID_x - ND_x$; $GD_x = ID_x + ND_x$)

Quelle: Eigene Erhebungen

6.2.4.5 Risiken hoher N-Einträge

Neben SO_2 stellen die Stickoxide die mengenmäßig bedeutsamsten Luftverunreinigungen dar. Mitte der achtziger Jahre wurden jährlich ca. $3,1 \cdot 10^9$ kg NO_x in der Bundesrepublik emittiert (BMU 1984). Zusammen mit den hauptsächlich durch intensive Land- und Viehwirtschaft entstehenden NH_3 -Emissionen, die für die Bundesrepublik auf $0,37 \cdot 10^9$ kg geschätzt werden (BUIJSMAN et al. 1984), stellt N daher auch bei der Deposition in Wäldern die neben Schwefel größte Komponente dar. Von besonderer Bedeutung ist der bis heute anhaltende Anstieg der NO_x -Emissionen und der relative Anteil des N an der Summe der deponierten Stoffe (BMU 1988). In den Jahren 1983-87 wurden in Deutschland durchschnittlich etwa $6-24$ kg $N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ aus der Atmosphäre im Freiland deponiert. Zwischen dem deponierten Ammonium und Nitrat zeigen sich dabei keine signifikanten Unterschiede (WINTERMEYER & KLOCKOW 1990). Die jeweiligen Anteile am Gesamteintrag variieren regional jedoch relativ stark. In intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten überwiegt die Ammoniumdeposition, während sich das Verhältnis in den leeseitig der Ballungszentren gelegenen Mittelgebirgsregionen umkehrt. Nach neueren Untersuchungen (GAUGER et al. 1997) wurden die höchsten Einträge oxidierter und reduzierter Stickstoffverbindungen in den Waldgebieten Nordwestdeutschlands und Sachsens erreicht (NO_x 1989~ $1,8$ keq·ha⁻¹, 1991/93~ $1,2$ keq·ha⁻¹; NH_x : 1989~ $2,7$ und 1991/93~ $1,7$ keq·ha⁻¹). Als höchste Gesamtstickstoffeinträge wurden in diesen Bereichen 54 kg·ha⁻¹·a⁻¹ im Jahr 1989 und 41 kg·ha⁻¹·a⁻¹ 1991/93 gemessen (GAUGER et al. 1997). Ammonium und Nitrat bestimmen hier den größten Anteil der Gesamt-Stickstoffdeposition in Ökosysteme, da organische Stickstoff-Verbindungen einen vergleichsweise geringen Beitrag zur Gesamt-Stickstoffdeposition leisten (ALBER et al. 1989). Eine Beurteilung der ermittelten Stickstoffdepositionen bezüglich einer Überfrachtung der Wälder fällt relativ deutlich aus. Dem N-Bedarf mitteleuropäischer Wälder von $5 - 8$ kg $N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (ENCKE 1986), bzw. dem N-Bedarf von Buchenwäldern von 10 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (DE VRIES & GREGOR 1991) stehen die oben genannten mittleren N-Depositionen für Deutschland und > 50 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ im Untersuchungsgebiet gegenüber. Dies kann zu Störungen des Nährstoffhaushaltes (WINTERMEYER & KLOCKOW 1990) und zu Veränderungen im Ökosystem führen, da N bisher in Waldökosystemen häufig der begrenzende Faktor der Biomasseproduktion war (MATZNER 1988).

Die Stickstoffdepositionen können weitreichende Konsequenzen für den Wald haben:

- Die zu beobachtenden allgemeinen Wachstumssteigerungen in Wäldern sind wahrscheinlich auf das vermehrte N-Angebot zurückzuführen. Es ist den Waldexperten bekannt, daß auch bei nahezu N-gesättigten Forst-Ökosystemen zusätzliche N-Angebote zu beträchtlichen Wachstumssteigerungen führen können (MATZNER 1988).

Aber:

- Durch N-Überangebot gesteigertes Wachstum erfordert erhöhte Aufnahme von K, Mg, Ca, Mn und weiteren Nährelementen und insbesondere von Wasser. Dem gegenüber stehen aber auf vielen Waldstandorten knappe verfügbare Vorräte, die bei tendenziell zunehmender

Bodenversauerung, chronischen Niederschlagsdefiziten und ausgeprägten Trockenperioden die Palette der Stressoren erhöhen.

- Durch die quantitativ bedeutsame Menge N, welche durch die Blätter aufgenommen wird, kann es zu einer Erhöhung der Verhältnisse von N zu anderen Nährelementen, insbesondere K, Mg und Ca, kommen. Dies kann zu einer verstärkten Kationenauswaschung aus den Blättern führen (MATZNER 1988).
- Bei der Assimilation von NH_4 wird eine äquivalente Menge H^+ produziert (1) bzw. das NH_4 wird zu NO_3 nitrifiziert, hierbei entstehen 2 kmol H^+ je kmol NH_4 (2).
(1) $\text{NH}_4^+ + \text{R-OH} \rightarrow \text{R-NH}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{H}^+$
(2) $\text{NH}_4^+ + 2 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{H}^+$
- Durch vermehrte N-Zufuhr muß es auf Dauer zu einer Veränderung der Flora kommen. Pflanzen, die positiv auf N reagieren, werden unter den heutigen Depositionsbedingungen einen Wettbewerbsvorteil erlangen. Jedoch ist der N-Eintrag mit dem Eintrag von Säure gekoppelt (1) und (2), wodurch zusätzliche Stressoren im Boden wirksam werden und die Selektion in eine andere Richtung lenken können (WITTIG & NEITE, 1983 und 1985).
- NH_4^+ tauscht im Boden vor allem basische Kationen aus, die dann durch Translokation aus dem System geführt werden können (MATSCHONAT 1993)
- Durch die steigenden N-Einträge kommt es in Waldökosystemen zu einer Reduktion der Mykorrhizierung und des Feinwurzelsystems (MEYER, 1984, RÜHLING & TYLER 1991).
- Stickstoff-übersorgte Gehölze schließen oft die Vegetationsperiode nicht rechtzeitig ab und sind gegenüber Frühfrösten disponiert (GUNDERSEN 1992).

Auf diese Zusammenhänge wird auch im folgenden Abschnitt und Kap. 6.8.1 hingewiesen. In Kap. 6.2.4.6 befinden sich auch die für den Buchenbestand im Untersuchungsgebiet ermittelten Raten. Eine sehr detaillierte Beschreibung der H^+ -Umsätze im N-Haushalt ist in BEESE (1986) aufgeführt.

6.2.4.6 Gesamtsäuredeposition

Aus der aufgrund von pH-Werten errechneten Protonendeposition allein läßt sich die Säurebelastung eines Ökosystems nicht ableiten. Der im Niederschlag ermittelte pH-Wert erfaßt lediglich die Konzentration an Protonen aus starken Mineralsäuren – die aktuelle Acidität (KROBOK, 1993). Diese wird von GEHRMANN (1996) mit 1,0 bis 3,5 kmol $\text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für Nordrhein-Westfalen angegeben. Ein beträchtlicher Anteil des ökosystemar wirksamen Säureeintrags entfällt aber auf Ammoniumionen und hydratisierte Metallkationen, die erst über chemische Reaktionen Protonen freisetzen – die potentielle Acidität. Hydratische Metallkationen, auch als Kationensäuren bezeichnet, sind z. B. Al^{3+} -, Fe^{3+} - und Mn^{2+} -Ionen.

Den Gesamtsäureeintrag berechnet ULRICH (1983c, 1994a) daher als Summe der Depositionsraten von H^+ , NH_4^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} und Mn^{2+} in kmol H^+ -Ionenäquivalenten (IÄ). Bei diesem Verfahren werden eventuell lokal oder episodisch bedeutsame Schwermetalle sowie sämtliche organischen Säuren nicht berücksichtigt (BARTELS & BLOCK 1985).

Tab. 6-12 enthält die Ergebnisse der für das Strundetal nach diesem Verfahren errechneten Gesamtsäureeinträge, die an Niederschlagsdeposition, Interceptionsdeposition, Gesamtd deposition, Deposition im Bestandesniederschlag und Quell- und Senkenterm gebunden sind. Für die Ionen Al^{3+} und Fe^{3+} konnten keine H^+ -IÄ ermittelt werden, da diese unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Es wird deutlich, daß die Säurebelastung bei der Niederschlagsdeposition zu über 87,8 % und in der Deposition des Bestandesniederschlags sogar zu 97,9 % an die als „Säurereservoir“ (KROBOK 1993) fungierende Ammoniumdeposition gebunden ist.

Die auf säurebildende Anionen terrestrischen Ursprungs, z. B. SO_4 und Cl , zurückzuführende Protonenbelastung der Niederschlagsdeposition ist im Untersuchungsgebiet nur zu ca. 12,2 % (H^+ -Ionen, **Tab. 6-12**) am Gesamtsäureeintrag beteiligt. Der Anteil der Kationen Al^{3+} , Fe^{3+} und Mn^{2+} ist sogar so gering, daß er in diese Bilanz erst gar nicht eingeht. Die Gesamtacidität der Niederschlagsdeposition beträgt im Jahresmittel 1,04 kmol_e $\text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1}$.

Tab. 6-12: Gesamtsäureeintrag durch Niederschlagsdeposition (ND), Interceptionsdeposition (ID), Gesamtdeposition (GD), Bestandesniederschlagsdeposition (BN) und Quell- und Senkenterm (Q) in $\text{kmol}_c \text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (zusätzlich ist der prozentuale Anteil am Gesamteintrag angegeben; negative Werte (Senke) sind kursiv gesetzt; April 1997 wurde ausgenommen).

	ND		ID		GD		BN		Q
	$\text{kmol}_c \text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (% am Gesamteintrag)								
H ⁺	0,1276	(12,2)	0,2797	(25,5)	0,4073	(19,0)	0,0191	(1,3)	<i>-0,3868</i>
NH ₄ ⁺	0,9167	(87,8)	0,8153	(74,5)	1,7320	(81,0)	1,4954	(97,9)	<i>-0,2363</i>
Mn ²⁺	0,0001	(< 0,1)	< 0,0001	(< 0,1)	0,0002	(< 0,1)	0,0124	(0,8)	0,0119
Gesamt	1,0444	100	1,0951	100	2,1395	100	1,5269	100	<i>-0,6112</i>

Quelle: Eigene Erhebungen

Die direkte Protonenbelastung ist im Bestandesniederschlag gegenüber der Niederschlagsdeposition deutlich reduziert und bewegt sich im Rahmen der Belastung durch Kationensäuren. Der Gesamteintrag beträgt hier $1,53 \text{ kmol}_c \text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Tab. 6-12). Der Gesamtsäureeintrag über den Bestandesniederschlag ist gegenüber dem im Freilandniederschlag um 68 % erhöht.

Bei der Gesamtdeposition ist ein Säureeintrag von $2,14 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ zu verzeichnen, wovon allerdings $0,61 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Kronenraum des Bestandes abgepuffert werden (Q) und nicht mit dem Bestandesniederschlag den Waldboden erreichen. In der Gesamtsäurebilanz des Waldökosystems wird die Säuremenge aus Gründen der Ladungsneutralität an den Boden weitergegeben. Hier werden äquivalente Mengen an Protonen in der Rhizosphäre übertragen, so daß die Pufferung im Kronenraum keine Entlastung des Puffersystems der Böden zur Folge hat, bzw. die Situation in unmittelbarer Wurzelnahe verschärft. Bei starken Pufferreaktionen im Kronenraum können so auch auf gut mit Basen versorgten Böden Wurzelschäden durch Säuretoxizität auftreten (MEIWES & BEESE 1988).

6.2.5 Stoffflüsse über den Streufall

Auf den Versuchsflächen wurden im Zeitraum 1996/1997 Streuproben so gesammelt, daß ein vollständiger, jährlicher Fluß erfaßt werden konnte. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt durch die Jahresmittel der Elementflüsse im Streufall mit der Angabe der jeweiligen Wertebereiche, der Standardabweichung und des Variationskoeffizienten. Die Ergebnisse werden getrennt nach den Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald, sowie den Sammelflächen der Bäume, die zur Kronenraumbilanzmessung herangezogen wurden (hier als Buche bezeichnet), dargestellt. Die Erfassung der Elementflüsse im Streufall (inklusive Knospenschuppen) in den Standorttypen erfolgte mit jeweils 5 Sammlern an insgesamt 12 Profilen bzw. 15 Sammlern in drei Reihen unter den drei Buchen, an denen der Bestandesniederschlag gemessen wurde (Kap. 5.3.7).

Bei der Darstellung wurde auf eine zeitlichen Auflösung und die kompartimentweise Differenzierung der Streufallbeprobung verzichtet. BREDEMEIER (1987) stellt in diesem Zusammenhang fest, daß die mittleren Konzentrationen von Hauptnährelementen in verschiedenen Streufallanteilen (Blättern, Zweigen, Blüten, Fruchthülsen, etc.) zwar signifikant verschieden sein können, daß aber bei Umrechnung mit den entsprechenden Trockenmassen in einen Stofffluß ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) alle übrigen Streuarten gegenüber den Blattorganen mehr oder weniger unbedeutend werden. Mehr als 75 % der Hauptnährelemente liegen im Fluß des Streufalls in den abgestoßenen Blättern vor. Will man also lediglich Flußraten quantifizieren, ist eine kompartimentweise Analyse des Streufalls unnötig und vom Standpunkt der Versuchswirtschaft unangebracht. Da der überwiegende Teil des Streufalls aus Blättern besteht ist auch die zeitliche Auflösung über das Jahr vorab so einzuschätzen, wie es sich experimentell bestätigt: In Laubbeständen erreichen die Flüsse ein Maximum im Herbst und eine weitere abgeschwächte Spitze, jedoch dieses mal durch Knospenschuppen, im Frühjahr.

Die **Tab. 6-13** zeigt die mittleren jährlichen Trockensubstanz- und Hauptelement-, sowie Schwermetallflüsse im Streufall auf den Untersuchungsflächen. Die Streuungsmaße beziehen sich auf die Variabilität der Probenahmestandorte. Die jährliche Streumenge (TRM = Trockenraummasse in $t \cdot ha^{-1}$) ist im Vorwald am höchsten. Im Untersuchungsjahr fallen hier $3,87 t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$, während die Altbestände mit Schwankungen zwischen $1,98 t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ und $3,13 t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ an diese Menge nicht heranreichen. Die Flüsse liegen so beispielsweise unter denen der Vergleichsbestände in Harste mit $3,98 t \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ im Zeitraum 1984-1985, die auf vergleichbarem Ausgangssubstrat und Böden stocken (auf Parabraunerden aus Fließerde über Muschelkalk mit pH-CaCl₂-Werten von 3,65 in 10 cm, 3,80 in 20 – 30 cm, 4,10 in 40 – 50 cm Tiefe, aus BREDEMEIER 1987). Die aus Löß über Buntsandstein entwickelten podsoligen Braunerden im Solling weisen dagegen in 0 – 10 cm ungünstigere Bodeneigenschaften auf (pH 3,2), sind aber in den anderen Tiefenstufen in ihren pH-Werten mit Harste und den versauerten Profilen im Untersuchungsgebiet vergleichbar. Die Verteilung der TRM in den verschiedenen Buchenwald-Altbeständen verdeutlicht die Problematik im Untersuchungsgebiet. Es handelt sich um relativ offene Restwaldbestände, in denen wahrscheinlich eine hohe Verdriftungsrate der Streu durch den Wind angenommen werden muß, so daß ein Teil der Blätter gar nicht meßtechnisch erfaßt wird. Zum anderen ist dies aber mit Sicherheit auch ein Resultat der Deckungsgrade der Baumschicht (**Tab. 6-15**), die im jungen Vorwald eine geschlossene Krone ausbildet und in den Altbeständen größere Lücken aufweist.

Die Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorflüsse zeichnen die Höhe der Streu-Trockenmasse in etwa nach. Sie erreichen ebenfalls im Vorwald die größten Mengen, die für C in ähnlichen Größenordnungen der Vergleichsstandorte Harste und Solling liegen, diese für N und P jedoch z.T. weit überschreiten. Besonders auffällig ist die im Vorwald um den Faktor 2 höhere P-Menge, wogegen sowohl die Buchen-Altbestände als auch die Schlagflur deutlich (1/4 bis 1/2) hinter den Vergleichsflächen Solling und Harste zurückbleiben. Der P-Kreislauf in Ökosystemen kann in der Regel als relativ geschlossen angesehen werden, d.h. der größte Teil dieses Elementes stammt nicht aus der Deposition oder der Nachlieferung aus der Verwitterung, sondern zirkuliert im Bestand bzw. ist in diesem festgelegt. Da weder Input noch Output eine nennenswerte Rolle spielen (BREDEMEIER 1987), stehen die P-Vorräte und die mit der Streu transportierten Mengen in engem Zusammenhang. Die im effektiven Wurzelraum berechneten P-Vorräte sind in allen Standorttypen als sehr gering bis gering einzustufen (**Tab. 6-17** bis **Tab. 6-29**) und liegen z.T. weit unter $1,5 t \cdot ha^{-1}$ was letztendlich mit den niedrigen P-Flüssen im Streufall korrespondiert.

Die Stickstoffflüsse weisen eine geringe räumliche Variabilität bezogen auf die Standorttypen auf (s. s%, **Tab. 6-13**). Die Schlagflur erreicht mit $19,2 kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ den kleinsten Mittelwert der Flüsse, liegt aber mit ihren N-Konzentrationen im oberen Bereich der Standorttypen (**Tab. A 32**, **Tab. A 33**). Im Vorwald zirkuliert jährlich mehr als doppelt so viel Stickstoff, als unter Buche und Schlagflur, und ca. 1/3 mehr als in den übrigen Buchen-Altbeständen, deren Mengen mit Harste (38,9) vergleichbar sind, aber doch deutlich hinter den Flüssen im Solling (51,4) zurückbleiben. Die Differenzen der N-Flüsse sind einerseits durch die unterschiedliche Streumenge die Alt- und Jungwaldbestände liefern, andererseits mit den höchsten N-Konzentrationen in der Streu des Vorwaldes erklärbar. Dies liegt u.a. an der Zusammensetzung der Baumschicht des Vorwaldes aus jeweils ca. 50 % *Fagus sylvatica* und *Fraxinus excelsior*. Die Blätter von *Fraxinus excelsior* verfügen über deutlich höhere N-Gehalte als Buchenblätter, was sich im C/N-Verhältnis der Streu von 51 bei *Fagus sylvatica* bzw. 21 bei *Fraxinus excelsior* (ELLENBERG 1996a) äußert. Möglicherweise spielt in den aufwachsenden Buchenbeständen die Aufnahme von N-Verbindungen über die Blätter eine größere Rolle als bei den z.T. geschädigten Altbäume. Nach ZELLER et al. (1998) können zwar fast 90 % von in Sprayversuchen applizierten und in Blättern inkorporierten N-Verbindungen in der oberirdischen Biomasse (Stammholz, Äste, etc.) festgelegt werden, doch kann der jährliche Streufall (Blätter) bis 8 % der zugeführten markierten ¹⁵N-Menge aufweisen, so daß auch aus diesem Grund in der

6 Ergebnisse und Interpretation

Blattstreu des Vorwaldes höhere N-Mengen vorhanden sind.

Tab. 6-13: Mittlere, jährliche Elementflüsse über den Streufall (Blätter und Knospenschuppen)

(Wertebereiche (min-max), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizient (s%) der Standorttypen des Untersuchungszeitraumes 1996-1997, Buche=Probekäume der Bestandesniederschlagsmessung, KBW=Kalk-Buchenwald, MBW=Moder-Buchenwald, Angaben in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, Berechnung des Kohlenstoffs in Harste und im Solling: $c=\text{TRM}\cdot 1/2$, in eigener Erhebung gemessen)

	Buche	KBW	MBW	Schlagflur	Vorwald	Harste	Solling
	1996-1997					1984-1985	1969-1983
TRM [t/ha·a]	1,98	2,14	3,13	1,77	3,87	3,98	-
min-max	1,55-2,42	0,23-3,19	2,92-3,34	0,98-2,56	3,04-4,6	2,42-4,54	-
s	0,43	1,66	0,21	1,12	0,79	-	-
s%	21,73	77,37	6,81	63,15	20,27	-	-
C	947,87	1487,89	1503,80	846,99	1757,31	-	-
min-max	748,9-1157,6	1358,3-1603,8	1409,6-1603,7	478,3-1215,7	1346,5-2094,9	-	-
s	204,59	123,33	97,15	521,47	379,57	-	-
s%	21,58	8,29	6,46	61,57	21,60	-	-
N	20,62	39,16	33,79	19,23	55,68	39,80	51,40
min-max	14,96-28,64	35,97-41,26	27,38-37,19	14,82-30,92	50,13-61,89	38,5-40,0	39,1-72,0
s	7,14	2,81	5,56	6,24	5,91	-	-
s%	34,65	7,17	16,45	32,44	10,61	-	-
P	1,12	1,85	1,63	0,95	8,33	4,00	3,80
min-max	0,88-1,33	1,18-2,97	1,11-2,34	0,72-1,96	5,52-12,61	2,2-5,7	3,1-6,3
s	0,23	0,97	0,64	0,32	3,77	-	-
s%	20,50	52,59	39,04	33,62	45,26	-	-
Ca	15,98	32,11	23,55	11,96	51,71	43,50	19,90
min-max	11,91-19,75	25,56-43,6	20,12-26,15	6,01-21,63	47,98-55,27	37,1-49,9	14,9-31,5
s	3,93	9,98	3,10	8,42	3,65	-	-
s%	24,58	31,08	13,16	70,41	7,05	-	-
Mg	3,62	7,78	4,76	1,67	11,29	3,70	1,50
min-max	2,12-5,08	5,95-11,7	3,38-6,15	0,73-4,82	8,83-15,03	3,0-4,4	1,1-2,7
s	1,48	2,85	1,39	1,33	3,30	-	-
s%	40,86	36,60	29,09	79,69	29,20	-	-
K	4,11	4,84	4,52	4,01	14,72	10,00	16,30
min-max	1,85-5,86	4,21-5,64	2,45-7,57	2,89-5,13	7,87-18,76	6,8-13,1	15,2-20,8
s	2,05	0,73	2,70	1,58	5,96	-	-
s%	49,91	15,04	59,63	39,45	40,51	-	-
Na	0,70	1,13	0,87	0,38	1,04	0,67	0,73
min-max	0,48-1,08	0,70-1,72	0,68-1,14	0,16-0,60	0,61-1,57	0,65-0,69	0,6-1,0
s	0,34	0,53	0,24	0,32	0,49	-	-
s%	48,18	47,35	28,14	82,91	46,86	-	-
Mn	0,78	0,77	1,64	1,54	0,61	7,20	6,10
min-max	0,6-1,01	0,47-1,27	1,33-1,82	1,47-1,61	0,37-0,73	6,1-8,2	5,1-7,6
s	0,21	0,43	0,27	0,10	0,21	-	-
s%	26,67	55,84	16,66	6,55	33,66	-	-
Al	0,40	0,59	0,57	0,26	0,74	1,30	0,68
min-max	0,21-0,60	0,35-1,00	0,34-0,77	0,21-0,31	0,52-0,92	0,81-1,7	0,3-1,2
s	0,20	0,35	0,22	0,07	0,20	-	-
s%	49,66	59,30	37,60	28,11	27,07	-	-
Pb	0,56	5,82	9,08	3,24	0,06	-	-
min-max	0-0,89	0,21-15,3	0,657-18,06	0-6,48	0-0,17	-	-
s	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	-	-
s%	0,09	0,14	0,10	0,14	0,17	-	-
Zn	96,66	121,77	167,07	89,76	192,17	-	-
min-max	88,38-105,52	101,43-147,12	160,53-176,06	48,02-131,50	144,99-254,64	-	-
s	0,01	0,02	0,01	0,06	0,06	-	-
s%	0,01	0,02	0,00	0,07	0,03	-	-
Cd	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-

Quelle: Eigene Erhebungen, Harste und Solling aus BREDEMEIER (1987)

Weiterhin bestehen signifikante Zusammenhänge zwischen dem Stickstofffluß über die Streu (**Tab. 6-13**) und den N-Vorräten in der Humusaufgabe bzw. in den oberen 30 cm des Mineralbodens der Standorttypen (**Tab. A 53**). Von Bedeutung sind hier die gegenläufigen Trends. Für den Zusammenhang N im Streufall und N in der Humusaufgabe besteht eine negative Korrelation ($y = -58,2x + 3545,5$; $r = 0,99$) und deutet auf die schnelle Umsetzung der organischen Substanz der Humusaufgabe hin, die im Vorwald am ausgeprägtesten ist und über den Kalk-Buchenwald, den Moder-Buchenwald bis zur Schlagflur abnimmt. Umgekehrt und mit positivem

Vorzeichen stellt sich dieser Zusammenhang ($y=29,5x+2834,5$, $r=0,84$) in den oberen 30 cm des Mineralbodens dar. Die N-Mengen, die durch schnelle Umsetzung aus der Humusaufgabe verschwunden sind finden sich hier wieder, so daß die Standorttypen mit der höchsten biologischen Aktivität und den geringeren N-Vorräten in der Humusaufgabe den größten N-Pool im oberen Mineralboden aufweisen.

Diese gegenläufigen Trends sind allerdings nicht für den gesamten effektiven Wurzelraum zu erkennen (**Tab. A 53**), da sich der N-Pool im gesamten Profil erst nach Jahrzehnten/Jahrhunderten und nach Nutzungswechseln verändert. Kurzfristige Variabilität in der Bestandesstruktur, dem bodenchemischen Zustand und der daraus resultierenden Aktivität der zersetzenden Organismen werden allerdings in der Umsetzungsgeschwindigkeit der zugeführten Streu über den Bestandesabfall als auch im oberen Mineralboden ersichtlich (**Tab. 6-13** und **Tab. A 53**).

Bei den Kalium-Flüssen liegt der Vorwald mit $14,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ weit vor den übrigen Standorttypen, die durchweg Kalium-Mengen von $4\text{-}5 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ aufweisen. Der Befund niedriger Kalium-Flüsse im Streufall unter den Altbuchenbeständen paßt nicht zu den hohen Raten der K-Auswaschung (Standort Buche, **Tab. 6-13**). Weder die Kalium-Anteile am Austausch, die alle $< 2\%$ im gesamten Profil aufweisen (**Abb. 6-25**), noch die in den Sickerwässern gemessenen mittleren Lösungskonzentrationen stehen in einem erkennbaren Zusammenhang mit den Auswaschungsraten, können aber in den Altbuchenbeständen als Erklärung für geringen K-Flüsse (**Tab. 6-13**) und –Konzentrationen, der Streu (Blätter: **Tab. A 32** und Knospenschuppen: **Tab. A 33**) herangezogen werden. Im Vergleich mit den Ergebnissen aus dem Solling ($16,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) und Harste ($10,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) kann man in den Untersuchungsbeständen eine deutliche K-Unterversorgung im Wurzelraum feststellen.

Für die Calcium- und Magnesium-Flüsse in der Streu zeigt sich ein anderes Bild im Kalk-Buchenwald (Ca: $32,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, Mg: $7,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) und in besonderer Weise im Vorwald (Ca: $51,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, Mg: $11,29 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$). Die im Vergleich zum Solling (Ca: $19,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) hohen Flüsse spiegeln sich in den Konzentrationen der Blätter und Knospenschuppen aber auch in den austauschbaren sowie löslichen X_{Ca}^{S} , X_{Ca}^{L} und X_{Mg}^{S} , X_{Mg}^{L} -Anteilen im Boden wider (**Tab. A 32** und **Tab. A 33**). Die Staffelung von hohen löslichen, austauschbaren sowie streubürtigen Ca- und Mg-Konzentrationen in der Reihenfolge KBW, MBW, Schlagflur und Vorwald ist weiterhin Ausdruck des unterschiedlichen Dolomitierungsgrades der Kalke dem Kalkgehalt im Löß sowie der bevorzugten Bereitstellung der austauschbaren Erdalkali-Ionen durch die organische Substanz in den Vorwaldflächen (**Tab. 6-14**).

Tab. 6-14: Zusammenhang zwischen Ca- und Mg-Ionen in der Streu, den mittleren austauschbaren X_{Ca}^{S} - und X_{Mg}^{S} -Vorräten bis 50 cm und dem Dolomitierungsgrad der anstehenden Kalke

(MBW = Moder-Buchenwald, KBW = Kalk-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald aus eigenen Erhebungen)

		KBW	MBW	Schlagflur	Vorwald	Harste	Solling
Streu	Ca [$\text{kmol}_c\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$]	1,6	1,18	0,60	2,58	2,17	0,99
	Mg [$\text{kmol}_c\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$]	0,64	0,39	0,14	0,93	0,30	0,12
Boden	$X_{\text{Ca}}^{\text{S}} + X_{\text{Mg}}^{\text{S}}$ [$\text{kmol}_c\cdot\text{ha}^{-1}\cdot 50 \text{ cm}^{-1}$]	630	175	30	161	200	150
Gestein	Dolomitierungsgrad [%]	100	100	2	13	-	-

Streu: Harste und Solling: BREDEMEIER (1987), Boden: Harste: CASSENS-SASSE (1987), Solling: MATZNER (1988) und ELLENBERG et al. (1986), - keine Angaben

Die Natrium-Flüsse in der Streu sind gemessen an den ökosystemaren Eintrags- und Flußraten über die Atmosphäre bzw. im Kronenraum vernachlässigbar gering (**Tab. 6-13**). Die geringen Mengen dieses Elementes in der Streu wie auch (hier nicht gemessen) in lebenden Blättern spiegeln letztendlich die Tatsache wider, daß Na ein physiologisch wenig bedeutsames und nur in Spuren benötigtes Nährelement ist. Da die gesamte Na-Aufnahme durch die Pflanzen als gering einzustufen ist, stellt diese Element eine wesentliche theoretische Grundlage des Quantifizierungsmodells der Deposition von ULRICH dar (ULRICH 1981d, 1983, 1991c, 1994a).

Vergleichsweise unbedeutend sind die Stoffflüsse von Al und Mn. Für Al ist aus den Daten kein Trend ersichtlich, während die Mn-Flüsse und -Konzentrationen in der Streu mit austauschbaren (*Tab. 6-17* bis *Tab. 6-29*) und löslichen Konzentrationen (*Tab. 6-24*, *Tab. 6-25*) des Bodens parallel laufen. So weisen die stärker versauerten Moder-Buchenwaldstandorte und die Schlagflur sowohl in der Streu als auch im Boden höhere Konzentrationen auf als die übrigen Standorttypen. Die Stoffflüsse in der Streu bleiben aber beispielsweise deutlich hinter denen in Harste und im Solling zurück (*Tab. 6-13*).

6.2.6 Zusammenfassender Vergleich autochthoner und allochthoner oberirdischer Stoffflüsse

Die folgenden Grafiken (*Abb. 6-10*) zeigen die Jahressummen der gemessenen oberirdischen Elementflüsse im Untersuchungsgebiet synoptisch. Diese Darstellungsweise ermöglicht den Vergleich elementspezifischer Verhältnisse verschiedener Teilflüsse. Die Flüsse von $\text{SO}_4\text{-S}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, Cl und $\text{NO}_3\text{-N}$ sind nur für die Niederschlagsdeposition und die Kronenrauminteraktion und nicht für den Streufall dargestellt, da die Konzentrationen dieser Elemente in der Streu nicht bestimmt werden konnten.

Die Natrium-Flüsse sind maßgeblich durch atmosphärische Deposition bestimmt. Der Anteil zyklischer Flüsse (Streufall und Netto-Kronenraum-Effekt ($\text{NCE}=\text{Q}$)) am gesamten abwärts gerichteten Bestandesstofffluß liegt im Jahresmittel bei ca. 5%. Die allochthonen oberirdischen Stoffflüsse überwiegen hier also bei weitem die autochthonen, da Natrium keinem Netto-Kronenraum-Effekt unterliegt ($\text{Q} \sim 0$) und für die Buchen im betrachteten Ökosystem kein essentielles Nährelement darstellt. Der hohe Anteil der Interceptionsdeposition an der Gesamtdeposition ($\text{ID} + \text{ND}$) von 46 % unterstützt die Annahme, daß das Waldökosystem wegen der offenen Bestandesstruktur eine gegenüber geschlossenen Beständen unterschiedliche Stoffflußdynamik aufweist.

Zur Beurteilung der Stabilität des Systems sind allerdings die Stoffflüsse von N und K wesentlich bedeutender, als die von Na.

Die Stickstoffflüsse werden insbesondere durch die Deposition und weniger durch zyklische Stoffflüsse beeinflusst. Allerdings ist der berechnete NCE mit $12,39 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, die im Kronenraum aufgenommen werden, erheblich. Wie in Kap. 5.3.5 bereits dargestellt wurde, unterliegt die Kalkulation der NCE für N-Komponenten erheblichen Unsicherheiten. Wahrscheinlich übersteigt aber die N-Aufnahme im Kronenraum das N-Leaching (SPANGER 1992) und die ermittelte Senkenfunktion des Kronenraumes für Stickstoff kann bestätigt werden.

Da im Untersuchungsgebiet ca. 40 % des Stickstoffs in Form von $\text{NH}_4\text{-N}$ deponiert wird ($\text{GD NH}_4\text{-N} = 24,26 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) ist der destabilisierenden Wirkung dieser potentiellen Protonenquelle, die ca. 74 % der Gesamt-Protonenbelastung ausmacht, eine besondere Bedeutung zuzumessen. Neben der ***NH_4^+ -induzierten Bodenversauerung*** sind auch ***Nährstoffungleichgewichte*** mit einzubeziehen. Folglich ist ein hoher $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil der Deposition am Bestandesstofffluß ein Indikator für destabilisierende Verhältnisse.

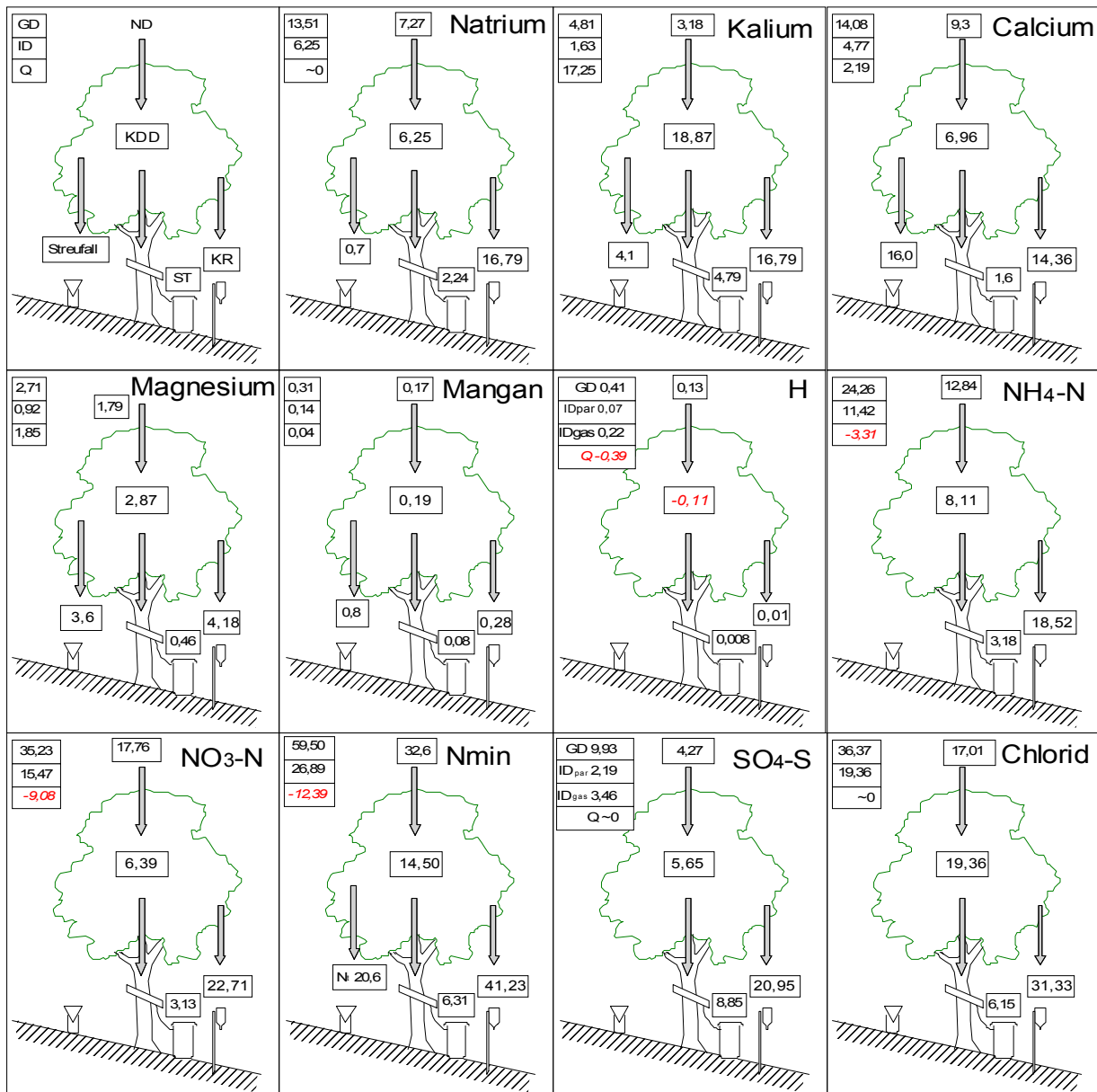
Aus den Ergebnissen der Stoffflüsse durch die Buchenstreu wurde bereits abgeleitet, daß in den untersuchten Standortvarianten vermutlich ein relativer und absoluter ***Kaliummangel*** vorliegt. Vergleicht man den Teil der zyklischen Stoffflüsse für Kalium im Streufall, so zeigen die Flußraten eine Spannweite von $4,11 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ bis $4,84 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (*Abb. 6-10* und *Tab. 6-13*) in den Altwaldbeständen und bleiben hier beispielsweise deutlich unter den Mengen der Vergleichswerte des Sollings ($16,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) bzw. aus Harste ($10,0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) zurück. Lediglich der Vorwald liegt mit $14,72 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ zwischen diesen Werten. Die *Abb. 6-10* zeigt weiterhin, daß die ***Auswaschung*** ($\text{Q} = 17,25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) im Jahresmittel den Stofffluß für Kalium im Streufall bei weitem übersteigen. Der Vergleich zwischen beiden Teilflüssen ($\text{Q}/\text{Streufall}$) ist ein möglicher Indikator für die Wirkung der Säure- und NH_4 -Deposition im Kronenraum, die beispielsweise durch die H-Pufferrate in der oberirdischen Biomasse von

6 Ergebnisse und Interpretation

$Q = 0,39 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bestätigt wird und einer Pufferrate von 95% für H^+ entspricht (Abb. 6-10).

Abb. 6-10: Synoptische Darstellung oberirdischer Stoffflüsse [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$]

ND = Niederschlagsdeposition, ID = Interceptionsdeposition, ID_{gas} = gasförmige Interceptionsdeposition, ID_{par} = partikuläre Interceptionsdeposition, Q = Quellen- und Senkenterm, KDD = Kronendachdifferenz, KR = Kronentraufe, ST = Stammabfluß



Quelle: Eigene Erhebungen

Beim Stickstoff müssen **ökosystemspezifische Besonderheiten** berücksichtigt werden. Verdeutlicht werden diese beispielsweise durch die stark abweichenden N-Flüsse im Streufall, die in der Schlagflur mit $19,23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ die geringsten und im Vorwald mit $55,68 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ hohe Werte einnehmen. Die Unterschiede sind u. a. auf die Baumartenzusammensetzung des Vorwaldes zurückzuführen. Diese Variante, mit einem Bestandesanteil von 50 % *Farxinus excelsior*, verfügt über höhere N-Gehalte in der Biomasse (Kap. 6.2.5).

Die Calciumflüsse werden durch den Streufall dominiert. Die Auswaschung aus dem Kronenraum beträgt 15,5 %. Sowohl die Calcium- als auch die Magnesium-Flüsse im Streufall weisen auf ökosystemspezifische Unterschiede hinsichtlich der Erdalkaliversorgung im Boden, sowohl am Austauscher als auch im Sickerwasser, und damit auch der Nährstoffversorgung der Bäume hin. Die Ca- und Mg-Flüsse über die Streu der Varianten mit der stärksten

Bodenversauerung (Schlagflur und MBW Kap. 6.3.2 und 6.4.1) bleiben deutlich hinter den Flüssen der anderen Standorttypen zurück (**Tab. 6-13**).

Die zyklischen Flüsse des Mangans machen mit $0,84 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (Streu und Q) den größten Teil der Mangan-Flüsse im oberirdischen Bestand aus. Die Auswaschung aus dem Kronenraum erreicht dagegen am im Bestand kreisenden Mangan nur 4,8%. Die Varianten zeigen ökosystemspezifische Unterschiede mit höheren Flüssen im Streufall der versauerten gegenüber der basenreichen Standorte aber im Vergleich zum Solling und zu Harste eher geringe Mn-Mengen im Streufall. Hohe Mn-Konzentrationen in Blättern deuten in der Regel auf Versauerungsvorgänge im Boden hin (FLÜCKIGER & BRAUN 1998). Die gegenüber den Vergleichsvarianten Solling und Harste erheblich niedrigeren Mn-Gehalte in der Streu korrespondieren gut mit den Ergebnissen der Sickerwasseruntersuchung, die auf geringe rezente Protonenbelastung der Standorte hinweisen (s. Kap. 6.3.5).

Zusammenfassend läßt sich folgendes feststellen:

1. Die Rolle externer Stoffeinträge ist elementspezifisch unterschiedlich und wird durch den offenen Bestand und dem damit erhöhten ID-Anteil an der GD gesteuert. Dies trifft insb. für die von Kronenrauminteraktionen kaum betroffenen Stoffflüsse von Na (46,3 %), $\text{SO}_4\text{-S}$ (58,7 %), Cl (53,2 %) und weniger für Mg (33,9 %) und Ca (33,9 %) zu.
2. Das Verhältnis der K-Flüsse von Leaching zu Streufall ist besonders hoch und unterstreicht die Wirkung von Säuren und insbesondere von NH_4^+ im Kronenraum, die Ab- und Auswaschungsprozesse beschleunigen.

Die Interpretation dieser Sachverhalte hinsichtlich einer Bewertung der Stoffeinträge erweist sich aber aus folgenden Gründen problematisch:

1. Der relativ zur hohen saisonalen Variabilität der Flüsse kurze Beprobungszeitraum verbietet endgültige Schlußfolgerungen.
2. An dieser Stelle bleibt zunächst offen, welche Stoffe als Beurteilungsbasis dienen sollen. Es erscheint sinnvoll, solche Stoffe auszuwählen, deren ökologische Relevanz als hoch eingeschätzt wird. Dazu müssen Vorinformationen zum Standort, den Ansprüchen der Vegetation hinsichtlich der Nährstoffversorgung und über bodenchemische Verhältnisse vorliegen. In den betrachteten Ökosystemen scheint eine Fokussierung auf N und K als Identifikationselemente sinnvoll zu sein.
3. Die Kronenraumpufferung von Protonen bedeutet keine Entlastung für das Ökosystem, da äquivalente Mengen von Puffersubstanzen aus dem Boden aufgenommen werden müssen und somit die Versauerung an den Boden weitergegeben wird.
4. Es ist fraglich, ob die alleinige Betrachtung oberirdischer Stoffflüsse zur Beurteilung der Stabilität des Gesamtsystems ausreicht.
5. Daraus folgt, daß zur Beurteilung der Systemstabilität weitere ökosystemare Parameter erhoben werden müssen. Hier ist besonders der Zustand der Böden in den Vordergrund zu stellen, da diese als zentrale Schaltstelle in der Lage sind durch Puffer-, Filter- und Transformations-Funktion das System nach Abweichungen vom Gleichgewichtszustand durch äußere Einflüsse wieder zurückschwingen zu lassen (Kap. 6.3.1, 6.3.2, 6.4).
6. Der Vergleich tatsächlicher Eintragsraten mit aus „Steady-State-Modellen“ abgeleiteten kritischen Eintragsraten („*actual loads*“ / „*critical loads*“, Kap. 6.8) ist der Systembeurteilung durch oberirdische Stoffflüsse vorzuziehen.

6.3 Böden

6.3.1 Stoffbestand und Profilmorphologie der Humusauflagen

Die standortspezifischen Unterschiede im Untersuchungsgebiet haben zur Folge, daß die Ausbildung der Humusauflagen stark variieren kann. Es erscheint deshalb sinnvoll, sie im folgenden Kapitel genauer zu beschreiben und auf Besonderheiten von Horizontmächtigkeiten, Konzentrationsgradienten und Elementvorräten hinzuweisen. Neben den Tabellen im Text sind makromorphologische Beschreibungen, charakteristische Merkmale, Elementgehalte und -vorräte in den Tabellen **Tab. A 34** bis **Tab. A 43** zu finden.

Die die Ausbildung der Humusauflagen beeinflussenden Faktoren lassen sich wie folgt charakterisieren:

Tab. 6-15: Kurzcharakteristik der Probenahmestandorte und der die Humusauflagen beeinflussenden Standortfaktoren

(Inkl. [°] = Hangneigung, † = abgestorben) ,B=Baum-, S=Strauch-, F=Feldschicht, H=Deckungsgrad der Humusauflagen [%], * = ca. 50% *Fraxinus excelsior* in der Baumschicht, sonst *Fagus sylvatica* dominierend, Deckungsgrade nach BRAUN-BLANQUET (1964), KBW=Kalk-Buchenwald, MBW=Moder-Buchenwald, x=mittlere Mächtigkeit der Humusauflagen innerhalb der Standorttypen, *) x ohne M3, - Humusaufgabe nicht untersucht)

Profile	Inkl. [°]	dominierende Arten in der Feldschicht (Deckungsgrad)	Ges-Deckungsgrad [%]				mittlere Mächtigkeit [cm]	
			B	S	F	H	(L + Of + Oh)	x
K1	35	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (2), <i>Cirsium vulgare</i> (2), <i>Galeobdolon luteum</i> (2), <i>Mercurialis perennis</i> (2), <i>Viola reichenbachiana</i> (2), <i>Dactylis glomerata</i> (3), <i>Fagus sylvatica</i> (2)	0	4	4	50	2,6	
K2	22	<i>Mercurialis perennis</i> (4), <i>Rubus fruticosus</i> agg. (2), <i>Helleborus viridis</i> (2), <i>Melica uniflora</i> (2), <i>Hedera helix</i> (2), <i>Viola reichenbachiana</i> (2), <i>Rubus fruticosus</i> agg. (2)	3	3	5	50	4,3	KBW
K3	35	<i>Melica uniflora</i> (2), <i>Dactylis glomerata</i> (2), <i>Mercurialis perennis</i> (2), <i>Carex digitata</i> (2), <i>Hedera helix</i> (2)	5	2	4	50	6,6	4,75
K4	23	<i>Mercurialis perennis</i> (2), <i>Lonicera periclymenum</i> (2), <i>Convallaria majalis</i> (2), <i>Melica uniflora</i> (2)	5	2	4	60	5,5	
M1	27	<i>Avenella flexuosa</i> (+), sonst frei	5	1	<1	40	8,6	MBW
M2	32	<i>Avenella flexuosa</i> (r), sonst frei	5	2	<1	40	6,2	7,0 *)
M3	0	<i>Avenella flexuosa</i> (1), <i>Calluna vulgaris</i> (1), <i>Maianthemum bifolium</i> (2)	5	1	2	20	-	
M4	20	<i>Rubus fruticosus</i> agg. (4), <i>Lonicera periclymenum</i> (2)	3	1	5	80	6,2	
S1	35	<i>Rubus fruticosus</i> agg. (2), <i>Calamagrostis epigejos</i> (2), <i>Dactylis polygama</i> (2), <i>Melica uniflora</i> (2), <i>Luzula luzuloides</i> (1)	0	5	2	50	7,1	
S2	26	<i>Rubus fruticosus</i> agg. (2), <i>Carex pilulifera</i> (2), <i>Luzula luzuloides</i> (2), <i>Convallaria majalis</i> (2), <i>Luzula luzuloides</i> (1)	0	3	2	30	4,8	Schlagflur 5,95
V1	30	<i>Clematis vitalba</i> (2), <i>Mercurialis perennis</i> , (2), <i>Rubus fruticosus</i> agg. (†)	5*	2	2	50	1,3	Vorwald
V2	30	<i>Mercurialis perennis</i> (2), <i>Rubus fruticosus</i> agg. (†)	5*	2	2	50	3,1	
V3	30	<i>Mercurialis perennis</i> (2), <i>Rubus fruticosus</i> agg. (†)	5*	2	2	50	4,5	2,97

Quelle: Eigene Erhebungen

Die Hangneigungen von 20 bis 35° fördern die Verlagerung der Streu hangabwärts. Neben der Kronenasymmetrie und dem Kronenschluß der Buchen spielt hier der Deckungsgrad der Feldschicht eine Rolle, da diese die gefallene Laubstreu gegen Windverdriftung halten kann. Die Humusauflagen bedecken im Untersuchungsgebiet den Mineralboden deshalb nicht gleichmäßig (**Tab. 6-15** und **Tab. A 34**). Zur Berechnung von Elementvorräten wurde deshalb der Bedeckungsgrad der Humusauflagen über dem Mineralboden berücksichtigt. Neben diesen standortspezifischen Modifikationen wurden und werden die Humusauflagen zusätzlich durch die Entnahme von umgestürzten Bäumen in ihrer natürlichen Horizontierung gestört, der Mineralboden ganz oder teilweise freigelegt oder die Streu an anderer Stelle angehäuft. Die größte Biomassemenge stammt aus der Buchenstreu. Daneben werden die Profile ohne vollständigen Kronenschluß von *Fagus sylvatica* durch die Streunachlieferung von *Fraxinus excelsior* (Vorwald) und Arten der Feldschicht beliefert. Hangneigung und die Vegetationszusammensetzung der Feldschicht sind neben dem Bodenzustand die dominierenden Faktoren im Untersuchungsgebiet, die die Mächtigkeit der Humusaufgabe beeinflussen. Die Profile M3 und M4 haben mit 0° bzw. 20° die geringste Inklination. Die Auflagen über M3 bedeckten nur ca. 20% des Bodens und wurden nicht untersucht. M4 weist eine von *Rubus fruticosus* agg. dominierte Bedeckung in der Feldschicht auf. *Rubus fruticosus* agg. verhindert wegen seines Habitats am Standort (lückige Bodenbedeckung, Stacheln) die Verdriftung der

Laubstreu mit dem Wind besonders gut. Auf den Standorten M1 und M2 sind die Hangneigungen mit 27 und 32° stärker. Es besteht kaum Vegetationsbedeckung in der Feldschicht, so daß hier auf ca. 60% der Bodenoberfläche die Humusaufgaben fehlen, das Material aber z.T. auf den restlichen 40% Bodenoberfläche angehäuft oder weiter verdriftet wird. Daraus resultieren dann hohe mittlere Humusmächtigkeiten (**Tab. 6-15**).

Die Schwankungen der Horizontmächtigkeiten sind stark von den oben genannten Standorteigenschaften (Hangneigung, Vegetationsbedeckung in der Feldschicht, Art der Streunachlieferung, Mikrorelief) abhängig. Die Variationskoeffizienten für die Mächtigkeit der Horizonte reichen von 0 – 125 % und weisen keine erkennbaren Gesetzmäßigkeiten auf. Bis auf Ausnahmen (M1) nehmen die spezifischen Gewichte der Auflagehorizonte nach unten hin zu. Die Trockenraumdichte (TRD) der Vorwaldflächen sind extrem gering, was sich, zusammen mit den im Mittel niedrigsten Horizontmächtigkeiten, in entsprechend geringen Biomassevorräten von 13,9 t·ha⁻¹ äußert. Gefolgt von den Profilen des Kalk-Buchenwaldes mit 71,2 t/ha sind die Biomassevorräte und Horizontmächtigkeiten der Schlagflur (100,4 t·ha⁻¹) und des Moder-Buchenwaldes (109,4 t·ha⁻¹) vermutlich auch Ausdruck des Bodenzustandes und der daraus resultierenden biologischen Aktivität (**Tab. A 34** und **Tab. A 35**). Diese ist auf den Vorwaldflächen, bei vergleichbaren austauschbaren Nährstoffgehalten im Mineralboden und den Gesamtnährstoffgehalten in der Streu, deutlich besser als im Kalk-Buchenwald, in dem zwar ausreichend Nährionen vorhanden sind, die flachgründigen Rendzinen aber regelmäßig im Sommer austrocknen und somit die Streuumsetzung episodisch zurückgeht. Die TRD der Horizonte sind vermutlich durch die oben genannten Standortfaktoren beeinflusst und nicht in allen Profilen als natürlich anzusehen. Sie zeigen allerdings die typische Differenzierung von geringeren TRD in den L-Horizonten (Ø Schlagflur: 0,04 g·cm⁻³ bis Ø MBW: 0,18 g·cm⁻³) bis zu höheren TRD in den Oh-Horizonten (Schlagflur: 0,25 g·cm⁻³ bis Ø MBW: 0,48 g·cm⁻³). Besonders auffällig sind die lockeren Auflage-Horizonte der Vorwald-Profile, die mittlere TRD von Ø 0,03 g·cm⁻³ im Oh-, Ø 0,06 g·cm⁻³ im Of- und Ø 0,09 g·cm⁻³ im L-Horizont aufweisen (**Tab. 6-16**). An dieser Stelle muß auf die räumliche und saisonale Variabilität der TRD hingewiesen werden (**Tab. A 34**).

Die Gesamtgehalte von C_{org} in den L-Horizonten erreichen im Moder-Buchenwald mit Ø 46,33 g·100g⁻¹ die höchsten Werte. Gefolgt vom Kalk-Buchenwald (Ø 44,16 g·100g⁻¹) und der Schlagflur (Ø 43,16 g·100g⁻¹) bildet der Vorwald mit (Ø 40,58 g·100g⁻¹) das Schlußlicht. Die Stickstoffgehalte sind auf den erstgenannten Standortgruppen mit den höchsten Werten in den Of-Horizonten ähnlich gestaffelt (Ø MBW 1,82 bis KBW 1,89 g·100g⁻¹). Im Vorwald nehmen die Stickstoffgehalte mit Annäherung an die Oh-Horizonte allerdings kontinuierlich ab und die N-Vorräte liegen um einen Faktor > 60 unter denen des Moder-Buchenwaldes (Vorwald: 23,7 kg·ha⁻¹ : 1455 kg·ha⁻¹ im MBW) (**Tab. A 40**). Der Verteilung des Kohlenstoffs, des Stickstoffs und des Phosphors in den Humusaufgaben folgen die C/N- und C/P-Verhältnisse, die sich in allen Profilen nach unten verengen (**Tab. 6-16**). Die Ca-Gehalte zeichnen diese Verteilung nach und nehmen in den Oh-Horizonten extrem niedrige Werte an. Der Tiefengradient, mit hohen Gehalten in den L-Horizonten und niedrigen Werten in den Oh-Horizonten, ist bei diesem Element am ausgeprägtesten und mündet in Ca-Gehalte, die im unteren Humushorizont, im Extremfall in der Schlagflur, um den Faktor 18 niedriger liegen als in der Streuauflage (Oh: L = 0,07:1,21). Die Mg- und K-Gehalte verhalten sich umgekehrt. Gleiches gilt für Mn, Fe und Aluminium mit z.T. ähnlich hohen Extremen zwischen L- und Oh-Horizonten, wie sie in der Verteilung der Ca-Gehalte festzustellen sind (**Tab. 6-16**). Gründe für die Gegenläufigkeit der Elementkonzentrationen können zum einen die Vermischung der Oh- und Of-Horizonte mit dem Mineralboden (K, Mg, Mn, Al, Fe) und/oder Diskriminierung bestimmter Ionen bei der Aufnahme durch die Wurzeln im Oh sein (Al, Fe). Letzteres gilt in besonderem Maße für die Schwermetalle, die in den Oh-Horizonten eine deutliche Gehaltszunahme verzeichnen (**Tab. 6-16**). Natrium verhält sich im Profil indifferent. Die Wurzel Aufnahme von Nährelementen wird

in fast allen Profilen vermutlich durch Al-Toxizität ($\text{Ca/Al} < 0,1$) und P-Mangel (C/P-Verhältnisse > 200 , AK Standortskartierung 1996) behindert. Sowohl die Kalk-Buchenwald (K2, K4) als auch die Moder-Buchenwald-Profile (M2) sind von geringer Elastizität oder gar von sehr geringer Elastizität (M1) betroffen. Die Schlagflur-Profile sind mit $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{Al}+\text{Fe})$ -Verhältnissen $< 0,05$ ausnahmslos in Bereichen sehr geringer Elastizität anzusiedeln (**Tab. 5-12** und **Abb. 6-29**). Zusammen mit den hohen Schwermetallgesamtgehalten, die für Zn und Pb im Mittel über den Grenzwerten der Klärschlammverordnung liegen, kann hier das Wurzelwachstum und die biologische Aktivität, insb. von Bodenmikroorganismen, benachteiligt sein. Erweitert man den Blickwinkel auf die standortspezifischen Faktoren, wie z. B. Wasserverfügbarkeit während der Vegetationsperiode (Exposition, Deckungsgrad) und die Konkurrenz der Pflanzen und Bodenmikroorganismen bei der Nährstoff- und Wasseraufnahme, wird deutlich, daß neben den oben genannten Faktoren, die zur Anhäufung von organischem Material führen (Hangneigung, Mikrorelief, Baumentnahme), auch die gehemmte Umsetzung ihren Beitrag zur Humusanreicherung beisteuert.

Bestätigt werden diese Annahmen durch die C/N- und C/P-Verhältnisse, die als Ausdruck der mikrobiellen Aktivität und der Humusqualität angesehen werden können. Sie spiegeln sich in den verschiedenen Humusformen wider. Für westfälische Bergwälder gibt ZEJSCHWITZ (1980) einen Bereich der C/N-Verhältnisse für typische Moderformen von 22 - 25 und für rohhumusartigen Moder von 25 bis 31 an, was einer Staffelung der C/P-Verhältnisse von 260 - 560 bzw. von 400 - 750 gleichkommt. Die C/P-Verhältnisse bestätigen die Einordnung in die Humusformen, während die C/N-Verhältnisse, die in den Oh-Horizonten z.T. deutlich unter 20 liegen und auf eine reichliche N-Versorgung hinweisen, nicht im Einklang mit der vorgefundenen Humusform stehen. Die Erklärung liegt im N-Eintrag über die Luftverunreinigungen, der auch im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurde (Kap. 6.2). Die so allgemein auftretende Tendenz der Verengung der C/N-Verhältnisse durch N-Deposition werden u. a. auch von ULRICH (1983) und ELLENBERG et al. (1986) bestätigt.

Aus den ermittelten Daten ergeben sich für die Feinwurzeln in den Humusaufgaben in den momentan durch saure Deposition beeinflussten und mit Wald bestockten Flächen sowie den durch Überschußnitritifikation nach der Entwaldung beeinträchtigten Schlagflur-Profilen z.T. geringe Elastizitäten mit $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{Al}+\text{Fe})$ -Verhältnissen < 1 (**Tab. 5-12**). Diese liegen in Größenordnungen, die auch auf sauren und podsoligen Braunerden mit deutlich niedrigeren pH-Werten auf kalkfreiem Ausgangssubstrat im Hils gemessen wurden (RABEN 1988).

Die Schwermetall-Konzentrationen nehmen in allen Profilen von oben nach unten zu. Dieser Befund kann zusammen mit den niedrigen Schwermetall-Einträgen durch den Niederschlag und den wesentlich geringeren Konzentrationen in der jährlich fallenden Streu als Indiz der geogenen Schwermetallbelastung gewertet werden (ANGEHRN-BERTINAZZI & HERTZ 1990). Besonders deutlich wird dieser Zusammenhang in den Gesamtgehalten des Kalk-Buchenwaldes sichtbar. Hier haben die Humusaufgaben z.T. direkten Kontakt mit den geogen belasteten Kalken und weisen die höchsten M_s -Konzentrationen auf (**Tab. 6-16**). Innerhalb der Profile bestehen jeweils signifikante vertikale Unterschiede zwischen den Humushorizonten mit der Konzentrationszunahme bis zum Oh-Horizont. Die Konzentrationen im Oh des Kalk-Buchenwald erreichen für Pb 356, für Zn 1031,3, für Ni 17,3 und für Cu 30,4 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (**Tab. 6-16**) und liegen somit signifikant über den Konzentrationen der übrigen Standorttypen.

6.3.2 Stoffbestand und Profilmorphologie der Böden

Die im folgenden Kapitel dargestellten Ergebnisse umfassen exemplarisch die wichtigsten Daten charakteristischer Böden der Standorttypen. Zu diesem Zweck werden die bodenchemischen Parameter der Böden, eine kurze ökologische Charakterisierung und Hinweise auf Elastizitätsparameter wiedergegeben. Sie werden dort nach genetischen Horizonten differenziert vorgestellt. Eine vergleichende Interpretation erfolgt nach Tiefenstufen in den folgenden Kapiteln 6.3.3, 6.3.4 und 6.4.

6.3.2.1 Böden des Kalk-Buchenwaldes

Der Standortstyp Kalk-Buchenwald stockt auf steilen südexponierten Hängen. Es sind ausschließlich flachgründige, skelettreiche, auf Kalkstein entwickelte Braunerde-Rendzinen und Braunerden (K1 bis K4), die für diesen Standortstyp charakteristisch sind. An der Bodenentwicklung ist Löß nicht oder nur untergeordnet beteiligt. Wegen der z. T. steilen Inklination ($22 - 35^{\circ}$) unterliegen diese Böden starker Erosion, die z.T. erhebliche Unterschiede in der mittleren Mächtigkeit der organischen Auflage- und der Ah-Horizonte verursacht. Die Entwicklung der Unterbodenhorizonte erfolgt meist in Taschen und Zwischenräumen der anstehenden Kalke. Die Braunerde-Rendzinen sind fast immer im gesamten Solum carbonathaltig oder –reich und schwach sauer bis schwach alkalisch. Die hohe effektive Kationenaustauschkapazität (AKe) beruht vorwiegend auf dem hohen Humusanteil (5 – 10 %) mit engem C/N-Verhältnis (13 – 16) und den Humusformen L- bis F-Mull in den Ah-Horizonten oder feinhumusreichem Moder in den (wenn vorhanden) Oh-Horizonten (s. Kap. 6.3.1). Wie die C/N-Verhältnisse liegen auch die C/P-Verhältnisse unterhalb für Mineralisationsprozesse kritischer Werte; lediglich in den Oh-Horizonten der Humusaufgaben sind die C/P-Verhältnisse mit 380 bzw. 988 hinsichtlich dieses Prozesses als kritisch zu bewerten. Auf diese Weise entstehen, im Zusammenspiel mit hoher biologischer Aktivität außerhalb der Austrocknungsphasen, koprogene poröse Krümel- oder Subpolyedergefüge aus stark humosen, calciumgesättigten, stabilen Aggregaten.

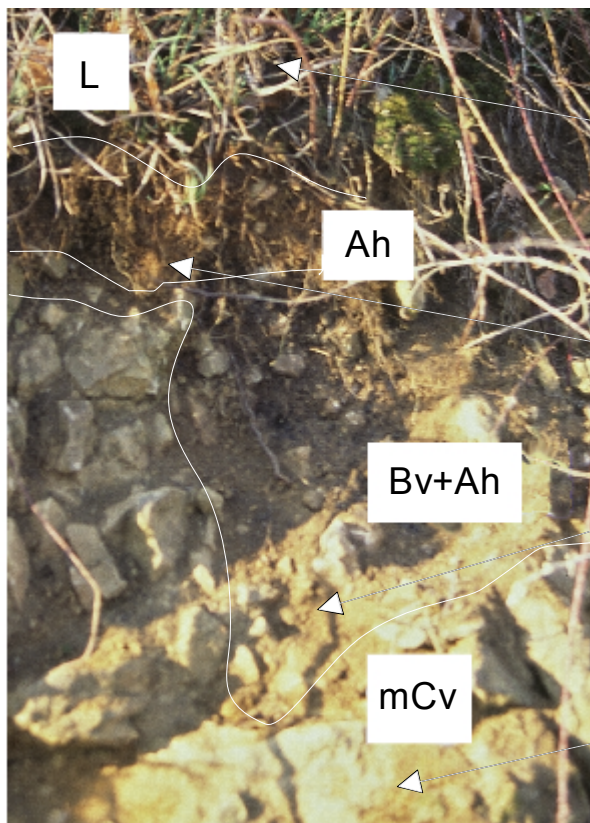
Störungen der Bodenmikroorganismenaktivität treten nach Degradation durch Acker- bzw. Streunutzung auf. Die Auflichtung von Waldbeständen durch die Forstwirtschaft führt bei gut dränenden Böden insb. über klüftigen Kalken mit Verkarstungsmerkmalen zu Störungen im Wasserhaushalt. Die Wasserhaltefähigkeit wird durch die Mächtigkeit des Hauptwurzelraumes, seinen Feinerde- bzw. Skelettanteil, der von Verwitterungsrückständen der Kalke bestimmt wird, Ausformung der Hänge (Sonn- und Schatthänge, Hangrippen und Hangmulden, Ober- und Unterhänge) und Wasserdurchlässigkeit des Ausgangsgesteins maßgeblich beeinflusst (BLUME 1990, REHFUESS 1990). Eine Einschränkung der biologische Aktivität tritt in diesen Böden durch Trockenstreß (Kap. 6.1.3) zumindestens zeitweise auf, so daß sich stellenweise auch organische Bestandesabfälle zu mächtigeren Humusaufgaben ansammeln (Profil K4).

Die Braunerde-Rendzinen weisen Skelettanteile auf, die von 1 bis 50 % im Ah, auf über 90 % in den Cv-Horizonten ansteigen (**Tab. 6-17** bis **Tab. 6-20**). Die Verbraunung ist nur in Taschen zwischen den klüftigen Plattenkalken, in Mischhorizonten mit fließenden Übergängen nachzuweisen und tritt nicht in zusammenhängenden Horizonten auf (**Abb. 6-11**). Die mächtiger entwickelte Braunerde K4 weist hingegen zusammenhängende Bv- und Übergangshorizonte auf, deren Skelettanteil geringer ist als bei den Braunerde-Rendzinen. Der CaCO_3 -Anteil steigt ab 30 cm Profiltiefe zusammen mit dem pH und dem Skelettgehalt an, variiert allerdings in großen Schwankungsbereichen in Abhängigkeit von der Profiltiefe (Ah: 0,6 bis 1,3 % CaCO_3 , Unterboden: 0,6 bis > 50 % CaCO_3). Bei einer Basensättigung von > 90 % in allen Horizonten der untersuchten Profile liegen die Nährelemente in ausreichenden Mengen vor und die H-Werte erreichen ihr Maximum mit 2,3 cmol/kg im Ah der Braunerde K4. Engpässe in der Nährelementversorgung können allerdings durch zu geringe austauschbare X_K^S -Gehalte vorkommen (**Tab. 6-17** bis **Tab. 6-20**).

Eine sehr starke Durchwurzelung der Ah-Horizonte und eine hohe Zahl von Bodenorganismen führen zu vorwiegend koprogen entstandener organischer Substanz mit engen C/N-Verhältnissen von 13 bis 14, lockerem Krümelgefüge und der Humusform Mull. Die Gesamtgehalte der organischen Substanz und des Stickstoffs nehmen von den Ah- zu den Übergangshorizonten (Ah-Bv, Bv-Ah) ab (*Tab. 6-17* bis *Tab. 6-20*). Begleitet wird dieser Rückgang mit abnehmender Feinwurzelmasse. Dies deutet darauf hin, daß sich die biologische Aktivität zum größten Teil in den oberen 20 cm vollzieht. Humusgehalt und mineralische Bodenbestandteile sorgen bei pH-Werten von 5,1 bis 6,2 im Ah für eine hohe AKe mit hoher X_{Ca}^S - und X_{Mg}^S -Sättigung. Unterschiede zwischen Hin- und Rücktausch treten methodenbedingt erst in nennenswertem Umfang unterhalb von 20 cm mit dem Anstieg des Carbonatgehaltes und löslicher Ca-Ionen auf, und beide Werte nehmen parallel mit dem Rückgang des Humusanteils mit der Tiefe ab. Die nur schwach sauren bis neutralen Oberböden verfügen durch die organische Substanz über variable Ladungen, die einen Großteil der Austauschplätze im vorliegenden pH-Bereich stellen und somit zu hohen AKe-Werten im Oberboden führen (*Tab. 6-17* bis *Tab. 6-20*). Kationenaustauschgradienten sind im wesentlichen durch die Skelettanteile geprägt und variieren zwischen den Profilen und den verschiedenen Tiefen innerhalb der Profile. Austauschbare Vorräte werden sehr stark von Hanglage, Solummächtigkeit und Zusammensetzung der Kalke (Kap. 6.3.3.1.1), sowie der Bodendynamik beeinflusst. So sind bei einigen Profilen deutliche Gradienten in den austauschbaren Ca- und Mg-Vorräten mit Ober- / Unterbodenquotienten < 1 (K2, K3, K4) vorzufinden. Diese Verhältnisse treten ebenfalls bei den übrigen Vorräten der M_b -Kationen auf. Austauschbares Mn, Fe und Al verdeutlichen durch Quotienten > 1 die von oben nach unten vordringende Bodenversauerung. Die austauschbaren Schwermetalle nehmen mit Anstieg der pH-Werte teilweise sprunghaft ab, während die Gesamtgehalte mit zunehmender Bodentiefe z.T. wegen der vorliegenden geogenen Belastung ansteigen (Kap. 6.3.3.1.1).

Abb. 6-11: Profilbeschreibung einer Braunerde-Rendzina

Braunerde-Rendzina



Horizonte und mittlere Horizonttiefen

Merkmale

L + 2,6 cm

unzersetzte, nicht durchwurzelte und mycelierte Buchenblätter, an der Unterseite mit Wurmmosung verklebt, ca. 15% Gräser

Ah 0-5-20 cm

dunkel brauner (10YR 3/3), carbonathaltiger, stark humoser, sandiger bis stark toniger Schluff mit stark durchwurzeltem Krümelgefüge und einem stark wechselnden Skelettanteil von 1 - 50%, Mächtigkeiten stark schwankend

Bv+Ah 5-30 cm

brauner (10YR 4/3), carbonathaltiger bis sehr stark carbonathaltiger, schwach humoser sandiger Lehm bis stark toniger Schluff mit mittel durchwurzeltem Subpolyederggefüge zwischen Kalksteinen und einem Skelettanteil von 30-95%

mCv 30+ cm

matt gelblich orange (10YR 6/4) bis hell gelblich braune (10YR 6/8) carbonatreiche Kalkverwitterungsrückstände aus schwach durchwurzeltem sandigem Lehm zwischen Kalksteinen und einem Skelettanteil von $>95\%$

6 Ergebnisse und Interpretation

Tab. 6-17: Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde-Rendzina auf Kalk (K1)

Ausgangsgestein: Unterer Plattenkalk
Bodentyp: Braunerde-Rendzina
Humusform: L-Mull
Baumart: ehemals Buche, Vegetation der Schlagfluren

Standortstyp: Kalk-Buchenwald
 Profil: K1
 165 m, SSW, 35⁰
 Kuppe (HX,X)

Horizont	Tiefe [cm]	HM [cm]	TRD [g/cm ³]	Skelett [%]	Bodenart	FW dm ²	Farbe	Gefüge	pH [KCl]	pH [H ₂ O]	Humus [%]	C	N [mg/g]	P	C/N	C/P	CaCO ₃ [%]
L	+4,7	2,6	0,14	0	-	0	-	verklebt	5,1	5,3	78,8	39,4	17,2	0,7	23,0	582,9	0
(Of)	+2,1	0,7	0,10	0	-	0	-	locker, rw	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(Oh)	+1,4	1,4	0,17	0	-	0	-	lose, rw	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ah	20	20,0	1,2	16	Us	35	10YR3/3	kru	6,0	6,7	6,8	3,9	2,8	0,4	14,3	99,2	1,3
Bv-Ah	30	10,0	1,2	30	Ls	15	10YR4/3	sub	6,3	6,8	2,1	1,2	1,4	0,3	8,5	66,7	0,6
Bv+Cv	70	40,0	1,3	50	Ls	15	10YR4/6	sub	7,3	-	0,4	0,2	0,5	-	4,8	-	19,5
Cv	75	5,0	1,3	90	-	5	10YR6/4	-	7,8	-	0,0	0,0	0,2	-	-	-	50,2

Austauschbare Kationen

Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	BS [%]	SS	H-Wert	AKe [cmol _c /kg]	AKe-r	AKp	AKe/AKp
Ah	20	17,9	6,4	0,18	0,06	0,23	0,05	0,48	0,5	94,9	4,8	1,0	26,0	22,7	-	-
Bv-Ah	30	10,0	5,8	0,14	0,04	0,10	0,06	0,25	0,6	95,0	4,9	0,8	17,0	8,8	-	-
Bv+Cv	70	8,9	6,6	0,30	0,06	0,03	0,04	0,23	0,7	93,8	6,1	1,0	16,9	5,6	-	-
Cv	75	15,9	5,3	0,47	0,16	0,04	0,05	0,69	1,3	91,1	8,7	2,0	24,0	7,7	-	-
Oberb./Unterb.		1,1	1,0	0,4	0,5	4,6	1,2	0,8	0,6	1,0	0,7	0,6	1,1	2,4		

*) methodisch bedingt überhöht

Summe mineralischer Oberboden
 Summe mineralischer Unterboden

43,0 31,5
 40,9 13,3

Summe gesamt

83,9 44,8

Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)

austauschbare Vorräte

Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	Ca [t/ha]	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	H
Ah	20	68,9	24,8	0,69	0,24	0,89	0,21	1,8	2,1	8,6	1,9	167,3	33,9	152,9	24,2	102,7	13,0
Bv-Ah	30	58,8	34,0	0,84	0,23	0,59	0,33	1,5	3,5	2,4	0,8	67,1	10,9	33,3	12,6	26,9	7,1
Bv+Cv	70	52,6	39,0	1,81	0,37	0,17	0,22	1,4	4,3	9,2	4,2	618,8	75,4	41,6	36,4	109,2	37,6
Cv	75	66,3	22,3	1,94	0,67	0,18	0,22	2,9	5,4	2,1	0,4	118,3	24,1	7,8	6,5	40,3	8,4
										11,0	2,7	234,3	44,8	186,2	36,8	129,6	20,1
										11,3	4,6	737,1	99,5	49,5	42,9	149,5	46,0
										22,3	7,3	971,4	144,3	235,7	79,7	279,1	66,1
Oberb./Unterb.										1,0	0,6	0,3	0,5	3,8	0,9	0,9	0,4

Summe mineralischer Oberboden
 Summe mineralischer Unterboden

Summe gesamt

Oberb./Unterb.

Elastizitätsparameter

mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte

Horizont	Tiefe [cm]	Ca/(Ca+Al+Fe)*				Ca+Mg	Fe+H	Mg	K	Corg	CaCO ₃	N	P	Ca	Mg	K
		Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H											
L	+4,7	0,44*								7,32	0	0,32	0,01	0,15	0,06	0,04
(Of)	+2,1								-	-	-	-	-	-	-	
(Oh)	+1,4								-	-	-	-	-	-	-	
Ah	20	56,5	20,3	16,6	6,0	93,7	2,3	24,8	0,7	20,81	6,85	1,49	0,18	7,13	5,00	2,07
Bv-Ah	30	60,2	34,8	8,4	4,9	92,7	3,8	34,0	0,8	9,66	5,34	1,00	0,18	1,74	3,18	3,74
Bv+Cv	70	56,9	42,2	6,1	4,6	91,6	4,5	39,0	1,8	4,84	397,00	1,00	-	-	-	-
Cv	75	34,6	11,6	6,1	2,1	88,5	5,6	22,3	1,9	0,00	25,12	0,01	-	-	-	-

* mol IA

Summe Humusaufgabe
 Summe mineralischer Oberboden
 Summe mineralischer Unterboden

Summe gesamt

Oberb./Unterb.

7,3 0,0 0,3 0,0 0,1 0,1 0,0
 30,5 12,2 2,5 0,4 8,9 8,2 5,8
 4,8 422,1 1,0 0,0 0,0 0,0 0,0
42,6 434,3 3,8 0,4 9,0 8,2 5,9
 6,3 0,03 2,5 - - -

Schwermetalle: säurelösliche

austauschbare

Horizont	Tiefe [cm]	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd
		[mg/kg]						[mg/kg]	
L	+4,7	46,4	341,4	n.n.	14,7	5,2	-	-	-
(Of)	+2,1	-	-	-	-	-	-	-	-
(Oh)	+1,4	-	-	-	-	-	-	-	-
Ah	20	215,9	2685,1	10,3	20,4	62,4	8,6	13,0	1,4
Bv-Ah	30	125,7	1067,2	4,0	14,9	48,7	6,8	1,5	0,3
Bv+Cv	70	-	-	-	-	-	13,5	0,0	0,0
Cv	75	-	-	-	-	-	23,0	0,0	0,0

6 Ergebnisse und Interpretation

Tab. 6-18: Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde-Rendzina auf Kalk (K2)

Ausgangsgestein: Unterer Plattenkalk
Bodentyp: Braunerde-Rendzina
Humusform: F-Mull (Ah), feinhumusreicher Moder (Oh)
Baumart: *Fagus sylvatica*

Standortstyp: Kalk-Buchenwald
 Profil: K2
 167,5 m, ESE, 22°
 Kuppe (HX,X)

Horizont	Tiefe [cm]	HM [cm]	TRD [g/cm ³]	Skelett [%]	Bodenart	FW dm ²	Farbe	Gefüge	pH [KCl]	pH [H ₂ O]	Humus [%]	C	N [mg/g]	P	C/N	C/P	CaCO ₃ [%]
L	+4,3	1,4	0,2	0	-	0	-	verklebt	5,3	5,5	90,1	45,1	15,6	0,44	29,1	1068,2	0
Of	+2,9	1,5	0,1	0	-	0	-	locker, rw	5,6	5,8	79,0	39,5	17,5	0,65	22,6	612,7	0
Oh	+1,4	1,4	0,9	0	-	5	-	lose, rw	-	-	50,6	25,3	14,7	0,66	17,2	380,8	0
Ah	5	5,0	1,0	50	Ut3	25	10YR2/1	kru	6,2	7,4	8,9	5,2	4,0	0,40	13,3	109,5	0,6
Bv-Ah	30	25,0	1,3	95	Ut3	10	10YR3/2	sub	7,4	8,0	0,5	0,3	0,3	0,26	9,8	11,6	53,0
Cv	32+	2,0	1,2	90	Us	-	10YR4/6	-	7,2	7,8	3,1	1,8	2,3	0,23	10,0	70,6	0,6

Austauschbare Kationen

Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	BS [%]	SS	H-Wert	AKe [cmol _e /kg]	AKe-r	AKp	AKe/AKp
Ah	5	25,9	4,8	0,15	0,10	0,40	0,03	0,49	0,7	94,8	4,8	1,2	32,7	31,0	-	-
Bv-Ah	30	36,2	2,4	0,22	0,11	0,04	0,93	0,44	0,6	91,2	8,7	1,1	41,0	15,6	-	-
Cv	32+	27,5	2,2	0,17	0,08	0,02	0,47	0,03	0,5	94,7	5,2	0,6	31,0	26,0	-	-
Oberb./Unterb.		0,8	2,1	0,8	1,0	13,5	0,0	2,1	1,2	1,0	0,7	1,4	0,9	1,5		

*) methodisch bedingt überhöht

Summe mineralischer Oberboden
 Summe mineralischer Unterboden
Summe gesamt

32,7 31,0
 72,0 41,6
104,7 72,6

Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)

austauschbare Vorräte

Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	Ca [t/ha]	Mg	K	Na [kg/ha]	Mn	Fe	Al	H
Ah	5	79,3	14,6	0,47	0,30	1,23	0,08	1,50	2,2	2,3	0,3	26,8	10,0	49,7	2,1	19,8	3,2
Bv-Ah	30	88,2	5,8	0,53	0,28	0,09	2,26	1,07	1,5	18,4	0,7	216,1	66,6	24,7	440,1	100,2	16,1
Cv	32+	88,6	7,2	0,54	0,25	0,08	1,53	0,09	1,8	1,4	0,1	17,1	4,7	1,7	23,0	0,6	1,4
										2,3	0,3	26,8	10,0	49,7	2,1	19,8	3,2
										19,9	0,8	233,2	71,3	26,4	463,1	100,9	17,5
										22,2	1,1	260,0	81,3	76,1	465,2	120,7	20,6
										0,12	0,32	0,11	0,14	1,88	0,005	0,20	0,18

Summe mineralischer Oberboden
 Summe mineralischer Unterboden
Summe gesamt
 Oberboden/Unterboden

2,3 0,3 26,8 10,0 49,7 2,1 19,8 3,2
 19,9 0,8 233,2 71,3 26,4 463,1 100,9 17,5
22,2 1,1 260,0 81,3 76,1 465,2 120,7 20,6
 0,12 0,32 0,11 0,14 1,88 0,005 0,20 0,18

Elastizitätsparameter

mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte

Horizont	Tiefe [cm]	Ca/(Ca+Al+Fe)*				Ca+Mg	Fe+H	Mg	K	Corg	CaCO ₃	N	P	Ca	Mg	K
		Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H											
L	+4,3			0,78*					2,37	0	0,08	0,00	0,08	0,01	0,00	
Of	+2,9			0,36*					3,34	0	0,15	0,01	0,11	0,03	0,01	
Oh	+1,4			0,06*					3,02	0	0,18	0,01	0,05	0,04	0,05	
Ah	5	79	15	18	3,4	94	2,2	14,6	0,5	12,88	1,46	0,98	0,10	4,54	1,96	0,73
Bv-Ah	30	124	8	29	1,9	94	3,8	5,8	0,5	2,28	0,72	0,29	0,03	0,98	0,71	0,64
Cv	32+	1559	127	25	2,0	96	3,3	7,2	0,5	0,03	5,30	0,00	0,00	0,04	0,07	0,05

* mol IA

Summe Humusaufgabe
 Summe mineralischer Oberboden
 Summe mineralischer Unterboden
Summe gesamt
 Oberboden/Unterboden

8,73 0,00 0,40 0,02 0,25 0,08 0,06
 12,88 1,46 0,98 0,10 4,54 1,96 0,73
 2,31 6,02 0,29 0,03 1,02 0,78 0,70
23,92 7,48 1,67 0,15 5,81 2,81 1,49
 5,59 0,24 3,32 3,23 4,47 2,51 1,06

Schwermetalle: säurelösliche

austauschbare

Horizont	Tiefe [cm]	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd
		[mg/kg]							
L	+9	1,8	212,9	n.n.	18,8	19,9	-	-	-
Of	+5	39,0	747,2	n.n.	19,9	4,3	-	-	-
Oh	+2	124,0	2274,4	n.n.	29,8	16,0	-	-	-
Ah	5	158,7	2460,5	0,7	27,6	100,3	9,7	32,2	3,5
Bv-Ah	30	195,8	842,6	3,1	18,1	39,3	31,5	18,5	0,0
Cv	32+	98,7	816,9	2,7	17,7	40,7	5,0	10,0	0,0
Oberb./Unterb.		1,1	3,0	0,2	1,5	2,5	0,5	2,3	-

6 Ergebnisse und Interpretation

Tab. 6-19: Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde-Rendzina auf Kalk (K3)

Ausgangsgestein:		Unterer Plattenkalk, Massenkalke										Standortstyp: Kalk-Buchenwald															
Bodentyp:		Braunerde-Rendzina										Profil: K3															
Humusform:		F-Mull (Ah), feinhumusreicher Moder (Oh)										145 m, SW, 35 ⁰															
Baumart:		Fagus sylvatica										Oberhang (HG,X)															
Horizont	Tiefe [cm]	HM [cm]	LD [g/cm ³]	Skelett [%]	Bodenart	FW dm ²	Farbe	Gefüge	pH [KCl]	pH [H ₂ O]	Humus [%]	C	N [mg/g]	P	C/N	C/P	CaCO ₃ [%]										
L	+6,6	2,9	0,14	0	-	0	-	locker	5,2	5,7	92,8	46,4	15,0	0,2	31,0	1996,4	0										
Of	+3,7	1,3	0,05	0	-	0	-	verklebt	-	-	89,5	44,8	19,6	0,4	22,8	345,4	0										
(Oh)	+2,4	2,4	0,43	0	-	20	-	verklebt	5,1	5,3	47,9	24,0	12,0	0,5	20,0	158,7	0										
Ah	10	10,0	1,1	5,0	Ut3	25	10YR3/2	kru	6,2	7,0	7,2	4,1	2,8	0,3	15,8	133,1	0,7										
Ah-Bv	35	25,0	1,3	50,0	Lu3	15	10YR4/6	sub	6,9	8,1	3,3	1,9	1,5	0,3	12,9	95,3	0,7										
Bv+Cv	40	5,0	1,3	75,0	Ls	10	10YR6/4	-	7,0	-	n.n.	n.n.	n.n.	-	-	-	n.n.										
Cv	45+	-	-	-	-	5	10YR6/4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-										
Austauschbare Kationen																											
Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	BS [%]	SS [%]	H-Wert	AKe [cmol _c /kg]	AKe-r	AKp	AKe/AKp											
Ah	10	20,9	9,8	0,16	0,10	0,18	0,02	0,4	0,8	95,7	4,2	1,2	32,5	24,8	20,8	0,9											
Ah-Bv	35	42,5	18,3	0,34	0,15	0,20	0,00	0,0	0,8	98,5	1,5	0,8	62,3	25,3	-	-											
Bv+Cv	40	40,9	10,9	0,49	0,16	0,18	0,00	0,0	0,7	98,4	1,6	0,7	53,3	-	-	-											
Cv	45+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-											
Oberb./Unterb.		0,5	0,7	0,4	0,6	0,9	-	-	1,1	1,0	2,7	1,6	0,6	-	-	-											
												*) methodisch bedingt überhöht		Summe mineralischer Oberboden		32,5		24,8									
														Summe mineralischer Unterboden		115,6		25,3									
														Summe gesamt		148,1		50,0									
Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)																											
Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	Ca [t/ha]	Mg [t/ha]	K [t/ha]	Na [t/ha]	Mn [t/ha]	Fe [t/ha]	Al [t/ha]	H [t/ha]										
Ah	10	64,4	30,2	0,48	0,31	0,55	0,07	1,4	2,4	1,4	0,4	19,9	7,5	16,0	1,5	13,0	2,6										
Ah-Bv	35	68,2	29,4	0,54	0,25	0,31	0,00	0,0	1,3	1,3	0,4	21,0	5,6	8,5	0,0	0,0	1,3										
Bv+Cv	40	76,8	20,4	0,92	0,30	0,34	0,00	0,0	1,3	2,6	0,4	60,7	11,7	15,8	0,0	0,0	2,1										
										Summe mineralischer Oberboden		1,4		0,4		19,9		7,5		16,0		1,5		13,0		2,6	
										Summe mineralischer Unterboden		3,9		0,8		81,7		17,3		24,3		0,0		0,0		3,4	
										Summe gesamt		5,3		1,2		101,6		24,9		40,3		1,5		13,0		6,0	
										Oberboden/Unterboden		0,3		0,5		0,2		0,4		0,7		-		-		0,7	
Elastizitätsparameter																											
Horizont	Tiefe [cm]	Ca/(Ca+Al+Fe)*				Ca+Mg	Fe+H	Mg	K	mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte																	
		Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H					[%]	Corg	CaCO ₃	N	P	Ca	Mg	K										
L	+6,6	0,68*								10,31	0	0,33	0,01	0,27	0,04	0,01											
Of	+3,7	0,58*								1,56	0	0,07	0,00	0,04	0,01	0,00											
(Oh)	+2,4	0,12*								9,60	0	0,48	0,03	0,20	0,15	0,09											
Ah	10	71,0	33,3	13,3	6,2	94,6	2,5	30,2	0,5	19,68	3,46	1,34	0,15	4,28	3,63	1,76											
Ah-Bv	35	-	-	25,9	11,2	97,6	1,3	29,4	0,5	11,90	4,25	0,95	0,19	3,39	10,85	3,66											
Bv+Cv	40	-	-	30,3	8,0	97,2	1,3	20,4	0,9	0,00	25,00	0,00	-	-	-	-											
										* mol IA		Summe Humusaufgabe		21,5		0,0		0,9		0,0		0,5		0,2		0,1	
												Summe mineralischer Oberboden		19,7		3,5		1,3		0,1		4,3		3,6		1,8	
												Summe mineralischer Unterboden		11,9		29,3		1,0		0,2		3,4		10,9		3,7	
												Summe gesamt		53,0		32,7		3,2		0,4		8,2		14,7		5,5	
										Oberboden/Unterboden		1,7		0,1		1,4		0,8		1,3		0,3		0,5			
Schwermetalle: säurelösliche																											
Horizont	Tiefe [cm]	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd																		
L	+6,6	46,8	153,9	n.n.	11,9	4,1	-	-	-																		
Of	+3,7	71,1	231,6	n.n.	22,7	6,1	-	-	-																		
(Oh)	+2,4	526,0	741,9	n.n.	30,1	17,0	-	-	-																		
Ah	10	1303,7	2743,4	9,8	18,1	45,6	9,0	11,3	1,2																		
Bv	35	755,3	1426,5	4,3	15,3	36,8	n.n.	n.n.	n.n.																		
Bv+Cv	40	-	-	-	-	-	n.n.	n.n.	n.n.																		
Cv	45+	-	-	-	-	-	-	-	-																		
Oberb./Unterb.		1,7	1,9	2,3	1,2	1,2																					

6 Ergebnisse und Interpretation

Tab. 6-20: Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Braunerde auf Kalk (K4)

Ausgangsgestein:		Unterer Plattenkalk										Standortstyp: Kalk-Buchenwald															
Bodentyp:		Braunerde										Profil: K4															
Humusform:		mullartiger Moder (Ah), rohumusartiger Moder (Oh)										160 m, SSE, 23 ⁰															
Baumart:		Fagus sylvatica										Oberhang (HX,G)															
Horizont	Tiefe [cm]	MH	LD [g/cm ³]	Skelett [%]	Bodenart	FW dm ²	Farbe	Gefüge	pH [KCl]	pH [H ₂ O]	Humus [%]	C	N [mg/g]	P	C/N	C/P	CaCO ₃ [%]										
L	+5,5	2,0	0,08	0	-	0	-	verklebt	5,3	5,7	91,6	45,8	16,4	0,24	28,0	1160,4	0										
Of	+3,5	1,2	0,05	0	-	5	-	verklebt	5,1	5,4	87,4	43,7	20,2	0,49	22,5	522,6	0										
Oh	+2,3	2,3	0,44	0	-	5	-	locker, rw	4,4	4,7	78,4	39,2	19,3	0,40	20,3	988,3	0										
Ah	10	10	1,2	1,0	Ut3	15	10YR2/3	kru	5,2	6,6	8,5	5,0	2,9	0,33	16,7	145,3	1,0										
Bv-Ah	33	23	1,2	5,0	Ut3	15	10YR3/4	kru-sub	6,8	7,4	4,8	2,8	1,8	0,31	13,8	96,9	1,6										
Bv	48	15	1,3	20,0	Lt2	10	10YR5/6	sub	7,4	8,5	1,6	0,9	1,0	0,31	10,1	29,7	5,8										
Bv+Cv	78	30	1,3	30,0	Ls3	5	10YR5/8	-	7,7	-	1,1	0,6	0,4	0,50	-	12,4	7,9										
Cv	83+	5	1,4	95,0	Us4	0	10YR6/8	-	7,8	-	0,0	0,0	0,0	-	-	-	8,0										
Austauschbare Kationen																											
Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	BS [%]	SS	H-Wert	AKe [cmol _c /kg]	AKe-r	AKp	AKe/AKp											
Ah	10	16,7	6,3	0,14	0,09	0,61	0,09	1,03	1,3	88,8	10,3	2,3	26,6	21,4	-	-											
Bv-Ah	33	20,3	4,0	0,15	0,08	0,03	0,03	0,17	0,5	97,2	2,6	0,6	25,3	8,6	-	-											
Bv	48	26,5	7,9	0,16	0,12	0,52	0,20	0,37	0,3	96,3	3,5	0,7	40,8	17,4	-	-											
Bv+Cv	78	14,2	3,5	0,16	0,08	0,03	0,00	0,00	0,8	96,7	3,3	0,8	24,3	7,6	-	-											
Cv	83+	15,7	3,5	0,28	0,11	0,04	0,00	0,00	0,5	97,2	2,8	0,5	20,1	10,5	-	-											
Oberb./Unterb.		1,0	1,0	0,7	0,9	1,6	0,9	4,8	1,6	1,0	2,0	2,3	0,9	1,3													
												Summe mineralischer Oberboden		51,9		30,0											
												Summe mineralischer Unterboden		85,2		35,4											
												Summe gesamt		137,1		65,4											
Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)																											
Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	Ca [t/ha]	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	H										
Ah	10	62,8	23,9	0,53	0,36	2,31	0,34	3,86	4,9	0,8	0,2	13,4	5,3	41,2	4,0	22,5	3,2										
Bv-Ah	33	80,3	15,9	0,60	0,33	0,10	0,11	0,66	1,8	1,2	0,1	17,6	5,8	2,1	1,6	4,5	1,4										
Bv	48	64,9	19,3	0,39	0,29	1,29	0,49	0,91	0,8	0,7	0,1	8,8	3,9	20,2	5,3	4,7	0,5										
Bv+Cv	78	58,2	14,3	0,67	0,31	0,11	0,00	0,00	3,1	3,7	0,5	83,1	22,5	9,8	0,0	0,0	9,8										
Cv	83+	78,1	17,2	1,38	0,54	0,20	0,00	0,00	2,6	10,2	1,4	352,8	81,7	36,0	0,0	0,0	17,2										
										Summe mineralischer Oberboden		2,0		0,3		31,0		11,1		43,3		5,6		27,0		4,5	
										Summe mineralischer Unterboden		14,7		2,1		444,7		108,0		66,0		5,3		4,7		27,4	
										Summe gesamt		16,7		2,4		475,7		119,2		109,3		10,9		31,7		31,9	
										Oberboden/Unterboden		0,1		0,2		0,1		0,1		0,7		1,1		5,8		0,2	
Elastizitätsparameter																											
Horizont	Tiefe [cm]	Ca/(Ca+Al+Fe)*				Ca+Mg	Fe+H [%]	Mg	K	mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte																	
		Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H					Corg	CaCO ₃	N	P [t/ha]	Ca	Mg	K											
L	+5,5		0,86*						6,39	0	0,23	0,00	0,19	0,03	0,009												
Of	+3,5		0,64*						2,00	0	0,10	0,00	0,06	0,01	0,003												
Oh	+2,3		0,09*						26,73	0	1,32	0,03	0,21	0,19	0,129												
Ah	10	24,4	9,3	6,4	2,4	86,7	5,2	23,9	0,5	24,57	4,82	1,45	0,16	3,23	2,65	1,370											
Bv-Ah	48	182,4	36,0	22,5	4,4	96,2	1,9	15,9	0,6	11,31	69,60	1,52	0,31	23,28	70,06	4,832											
Bv	33	107,1	31,9	40,7	12,1	84,2	1,3	19,3	0,4	30,28	17,29	2,19	0,29	4,62	10,19	5,348											
Bv+Cv	78			9,4	2,3	72,5	3,1	14,3	0,7	6,46	83,06	0,41	0,52	35,48	96,50	14,057											
Cv	83+			14,9	3,3	95,3	2,6	17,2	1,4	0,00	2,00	0,00	-	-	-	-											
										* mol IA		Summe Humusaufgabe		35,12		0,00		1,64		0,03		0,46		0,22		0,14	
												Summe mineralischer Oberboden		35,88		74,42		2,97		0,48		26,51		72,71		6,20	
												Summe mineralischer Unterboden		36,74		102,35		2,60		0,81		40,10		106,68		19,41	
												Summe gesamt		107,7													
										Oberboden/Unterboden		1,0		0,7		1,1		0,6		0,7		0,7		0,3			
Schwermetalle: säurelösliche																											
Horizont	Tiefe [cm]	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd																		
L	+5,5	14,1	129,7		11,1	2,6																					
Of	+3,5	49,1	221,9		22,0	7,4																					
Oh	+2,3	216,9	843,8		31,3	18,4																					
Ah	10	350,5	2423,1	9,2	17,3	53,5	21,0	65,0	3,5																		
Bv-Ah	48	355,3	2479,8	2,7	13,5	49,8	15,7	10,5	0,0																		
Bv	33	225,1	3047,5	7,3	17,7	60,4	16,3	17,7	2,3																		
Bv+Cv	78	717,9	5142,8	-	18,5	64,2	0,0	1,2	0,0																		
Cv	83+	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0																		
Oberb./Unterb.		0,7	0,6	0,8	0,9	0,8	2,2	4,0	1,5																		

6.3.2.2 Böden des Moder-Buchenwaldes

Der Moder-Buchenwald stockt auf einem stark geneigten südexponierten Hang (20 - 32°) und auf Flächen in Plateaulagen (< 1°), deren Böden aus dem Verwitterungsmaterial einer Lößüberdeckung über den Unteren Plattenkalken entstanden sind. Dabei handelt es sich um Parabraunerden und podsolige Parabraunerden, die z.T. in Abhängigkeit von ihrer Lage am Hang gekappt sind und nur noch geringmächtige Ah oder Aeh-Horizonte aufweisen. Die podsoligen Parabraunerden besitzen zwar einen z.T. deutlich durch Huminstoffverlagerung gebleichten, grauen Aeh-, verfügen aber über keinen Bs- oder Bh-Horizont, weshalb man nur von schwacher Podsoligkeit spricht (AK Standortkartierung 1996). Gleichzeitig liegt in allen Profilen ein Schichtwechsel zwischen der pedogenetischen Entwicklung der oberen Profilteile aus Löß und den Verwitterungsrückständen der anstehenden Kalke vor (**Tab. 6-22** bis **Tab. 6-24**). Vereinzelt können auch Oberbodenreste verschütteter Profile auftreten, die allerdings als Mischhorizonte oft keine eindeutige Charakterisierung mehr zulassen (**Tab. 6-24**). Die Verwitterungsprodukte in den vorwiegend durch Löß dominierten oberen Profilbereichen, im folgenden als **Lößprofile** angesprochen, reichen von tonigem Schluff bis zu schluffigem Lehm und werden im Unterboden durch schluffigen Lehm bis zu schluffigen Tonen unterhalb des Schichtwechsels abgelöst (**Tab. 6-21** bis **Tab. 6-24**). Diese Inhomogenität der Profile führt zu starken Tiefengradienten der meisten Nähr- und Schadelemente und erheblichen Unterschieden in den Tonanteilen zwischen den Bt- und IIBt-Horizonten (**Tab. A 44**) und der damit verbundenen Stofffreisetzung aus den Ausgangssubstraten. Wegen der Hanglage findet man in allen Profilen, die sich aus Löß entwickelt haben, geringe Mengen an Kalkskelett, meist < 0,5 % (**Tab. 6-21** bis **Tab. 6-24**). Dieser Befund führt dazu, daß sich in der Mikrokompartimentierung der Böden Oberflächen befinden, die grundsätzlich vom Rest des Mineralbodens, hinsichtlich der Nachlieferung von Ca- und Mg-Ionen durch Carbonatlösung, abweichen. Dies führt zu einem Nebeneinander sich ausschließender Prozesse auf engstem Raum. Ökologischer Indikator für die Qualität des Bodenkörpers hinsichtlich seiner Versorgung mit Nährstoffen oder seiner Belastung durch Säure- und/oder Schwermetalltoxizität verursachender Ionen ist die Durchwurzelungsintensität der Profile. Diese unterliegt in allen Profilen entweder einem ausgeprägten Tiefengradienten mit hoher Feinwurzelmasse im Oberboden (**Tab. 6-21**, **Tab. 6-22**, **Tab. 6-24**) oder starken Einbrüchen in den Al- und Bt-Horizonten der Lößprofile (**Tab. 6-21** bis **Tab. 6-24**). Da aber selbst die Verwitterungsrückstände der anstehenden Kalke nur geringe

Den Oberböden kommt im Untersuchungsgebiet eine besondere Bedeutung als Wurzelraum zu, da in den Zwischenräumen der Kalke nur geringe Durchwurzelung festgestellt werden konnte. Dies ist um so erstaunlicher, weil der humose Oberboden von Säuretoxizität, saisonaler Austrocknung und Nährstoffmangel betroffen ist. Bei gleichzeitig ungünstig bis schlecht erscheinender Nährstoffversorgung, niedrigen pH-Werten, der Gefahr der Al- und H-Toxizität sowie der Kombinationswirkung der geringen Elastizität hinsichtlich der Nährstoffversorgung mit den hohen Schwermetallgehalten, erscheinen die Vorteile der besseren Wasserversorgung dieser Standorte gegenüber den Kalk-Buchenwald-Profilen von untergeordneter Bedeutung (Kap. 6.1.3).

Neben der direkten oder indirekten Beeinträchtigung des Wurzelwachstums zeichnen sich erhebliche Verschlechterungen in der Aktivität der Bodenorganismen gegenüber den Braunerde-Rendzinen ab, was sich in ungünstigeren Humusformen erkennen läßt. Diese sind in den Ah- oder Aeh-Horizonten durchgehend als mullartiger Moder zu bezeichnen, dort wo eine Humusaufgabe vorhanden ist liegt feinhumusreicher Moder oder in den meisten Fällen rohhumusartiger Moder vor. Dieser Befund deckt sich mit pH-Werten, die im Oberboden durch die Dynamik und Pufferreaktionen mehrerer Pufferbereiche (Al- oder Al/Fe-Pufferbereiche) bestimmt werden, die zusammen mit C/N-Verhältnissen von ± 20 in den Ah- bzw. Aeh- und weit

über 20 in den Auflagehorizonten und C/P-Verhältnissen weit über 200 (bis 1500) in ebendenselben Horizonten zur Reduktion biologischer Aktivität führen (**Tab. 6-21** bis **Tab. 6-24**). Überdeckt wird dieser Zusammenhang durch die N-Einträge, die in den letzten Jahrzehnten in Deutschland flächendeckend zu einer Verengung der C/N-Verhältnisse geführt haben.

Die durchwurzeltten Bereiche der Profile sind durch den Verlust von Nährelementen durch Prozesse der Nährstoffauswaschung und Bodenversauerung betroffen, so daß die Mengen austauschbarer Elementvorräte für Ca und Mg trotz der Profilmächtigkeit, die die der Braunerde-Rendzinen bei weitem übertrifft, weit hinter diesen flachgründigen Profilen auf Kalk zurückbleiben. Nur dort, wo der Schichtwechsel im Profil ansteht, steigen diese Vorräte wieder sprunghaft an und sind mit denen der Braunerde-Rendzinen vergleichbar. Dieses Hauptnährstoffreservoir liegt aber meist außerhalb des durchwurzeltten Profilbereiches. Auch im Unterboden der Lößprofile befinden sich die meisten Proben im Al-Pufferbereich, in dem Säuren auch über die Freisetzung von Al^{3+} -Ionen aus Al-Hydroxo-Komplexen der Oberfläche der Festphase abgepuffert werden. Dabei können Al^{3+} -Ionen auch für säuretolerante Arten ökophysiologisch wirksame Konzentrationen in der Bodenlösung erreichen (ULRICH et al. 1980), was eine Bestätigung in den Daten der Zusammensetzung der Sickerwässer findet (**Tab. 6-43**).

In den Lößprofilen treten für die meisten Kationen und die AKe sowie die AKp Oberboden/Unterbodenquotienten >1 auf, ein deutliches Indiz für die Rolle der organischen Substanz als Nährstoff- insb. als Ca-Speicher im Oberboden und Hinweis auf die Degradierung des Austauscherkörpers in den Al-Horizonten, teilweise bis in die Bt-Horizonte hinein. Niedrige AKe/AKp-Verhältnisse, die in Extremfällen unter 0,2 in den Al-Horizonten des Profils M3 absinken, stehen im Zusammenhang mit der Blockierung der Tonmineralzwischen-schichten durch Al-Hydroxo-Komplexe und/oder der bereits fortgeschrittenen Zerstörung der Tonminerale. Begünstigend auf diese Situation wirkt sich die Tatsache aus, daß im Feinboden vereinzelt geringe Mengen an CaCO_3 vorkommen, die zu einer Verbesserung des Basenstatus in Teilbereichen des Bodens beitragen können. Dieser Umstand trifft aber nur für die flachgründigeren Profile dieses Standortstyps zu (M1 und M2), die bereits in 58 bzw. 32 cm Tiefe über 18 bzw. 20 t $\text{CaCO}_3 \cdot \text{ha}^{-1}$ im Feinboden verfügen (**Tab. 6-21**, **Tab. 6-22**), während die mächtigeren Profile der Plateaulagen (**Tab. 6-23**) oder Plateau-Randlagen (**Tab. 6-24**) bis 100 cm oder darüber hinaus entkalkt sind oder nur stellenweise Carbonat im Feinboden aufweisen.

Erschwerend für die Interpretation der Nähr- und Schadelementverteilung im Profil erweist sich die Hanglage. Während die Profile der erwähnten Plateaulagen große Kohlenstoff-Tiefengradienten aufweisen (Oberboden/Unterbodenquotient > 16 , M3, **Tab. 6-23**), wird die Nähr- und Schadelementverteilung durch die steilere Hangposition modifiziert. So liegt der C_{org} -Quotient bei M4 (20⁰, **Tab. 6-24**) nur noch bei 3,1, wogegen bei M1 (27⁰, **Tab. 6-21**) eine Gleichverteilung im Profil und bei M2 (32⁰, **Tab. 6-22**) eine Umkehrung der C_{org} -Vorräte bis zum Schichtwechsel zu verzeichnen ist. Kolluviale Verlagerung, Humusdisintegration oder Humusanreicherung durch abgestorbene Wurzeln sind prinzipiell als Erklärungsansatz denkbar. So ist fast allen Parabraunerden gemein, daß im gesamten Wurzelraum Totwurzelmasse, sowohl der Fein- als auch der Grobwurzeln, in größerem Umfang (hier nicht quantifiziert) gefunden wurde. Bei den durch Sturmzyklonen geworfenen Beständen kann dies 6 bzw. 12 Jahre nach dem Ereignis mit Wurzelresten umgeworfener Bäume erklärt werden.

In den Profilen des Moder-Buchenwaldes ist dieser Befund nur im Zusammenhang mit den z.T. extrem ungünstigen Bedingungen für Wurzelwachstum und Nährstoffaufnahme in den Lößprofilen zu interpretieren, die zum partiellen Absterben der Wurzeln geführt haben. Gleichzeitig sind die Flächen von starken Vitalitätsverlusten des Baumbestandes betroffen. Die weisen nur noch geringe Zuwachsraten auf und befinden sich großflächig in Resignations- und Degenera-

tionsphasen (ROLOFF 1985). Der Vorgang der Humusdisintegration kann auf allen Flächen zumindestens periodisch angenommen werden (Kap. 6.5), da die Stickstoffgehalte in den Sickerwässern durchweg auf diesen Prozeß schließen lassen (**Tab. 6-43**). Hinweis auf diesen Prozeß liefern weiterhin die pH-KCl-Werte, die im Unterboden z.T. unter denen der humosen Oberböden liegen, was mit zurückliegenden Versauerungsschüben im Unterboden korrespondiert, so daß möglicherweise, im Zuge des Abbaus organischer Substanz im unteren Wurzelraum, mehr Salpetersäure (Nitrat) aus Überschußnitrifikation gebildet wurde als von den Wurzeln aufgenommen werden kann (Humusdisintegration). Welchen Anteil diese Prozesse an der C_{org} -Verteilung im Profil haben, läßt sich nicht quantifizieren.

6.3.2.3 Böden der Schlagflur

Die Parabraunerden der Schlagflur liegen in ähnlichen Hangpositionen wie die Profile des Moder-Buchenwaldes an 35 bzw. 26⁰ geneigten SE-exponierten Hängen. Sie unterscheiden sich deutlich in ihrer Profilmächtigkeit von ca. 100 cm bis 30 cm. Trotzdem führt auch hier ein Substratwechsel zur plötzlichen Veränderung der Bodeneigenschaften. Wie bei den Parabraunerden des Moder-Buchenwaldes verfügen die Lößprofile über einen gewissen Kalkskelettanteil <0,5%, sind aber im gesamten Solum im Feinboden carbonatfrei. Lediglich unterhalb des Schichtwechsels erfolgt in S1 ein schwacher Anstieg auf 0,7 %, in S2 dagegen auf 3,0 %, woraus CaCO₃-Vorräte von 9,4 bzw. 28,8 t CaCO₃·ha⁻¹ im Feinboden aus den Kalkverwitterungsrückständen resultieren (**Tab. 6-25** und **Tab. 6-26**). Auch hier sind die Lößprofile carbonatfrei; nur dort wo sich Kalkskelett im Profil befindet, erfolgt eine gewisse Nachlieferung mit Puffersubstanzen. Die biologische Aktivität wird zum einen in der Durchwurzelungsintensität, zum anderen in der Humusform erkennbar. Weist S2, wegen der geringen Profilmächtigkeit und der Nähe des Wurzelraumes zu den anstehenden Kalken noch eine, wenn auch geringe Durchwurzelungsintensität, aber gleichmäßige Verteilung der Feinwurzeln im Profil auf, ist in S1, ausgehend von geringer Intensität im Aeh, ein starker Rückgang in den Al-Horizonten und nur mäßiger Anstieg unterhalb des Schichtwechsels zu diagnostizieren. Diesem Verlauf folgen die pH-Werte, die selbst im flachgründigen Profil S2 bis zum Schichtwechsel im Al/Fe-Pufferbereich verbleiben. Damit verbunden ist ein Rückgang der Basensättigung im Al₂-Horizont auf 10 % (S1), der Reduktion der AKe auf 2,3 cmol_c/kg im Bt-Horizont, sowie ein Verlust an austauschbaren Nährstoffvorräten Ca, Mg und K. Letztere erfahren erst unterhalb des Schichtwechsels einen Sprung in Bereiche, die den bereits besprochenen Profilen entsprechen. Diese Verluste an austauschbaren Nährstoffen lassen sich mit einem Substanzverlust bei den mittel- bis langfristig freisetzbaren Nährelementen parallelisieren. So gehen die königswasserlöslichen Ca-Vorräte, sowie C_{org}-, N- und P-Mengen in den Unterböden oberhalb des Schichtwechsels deutlich zurück. Die königswasserlöslichen Schwermetalle zeichnen diesen Substanzverlust allerdings durch ihr differenziertes Mobilisierungsverhalten bezüglich des Grenz-pH-Wertes mit hohen Werten im Oberboden, einem Einbruch in den Al-Horizonten und dem Anstieg in den Bt-Horizonten nach. Die austauschbaren Schwermetall-Konzentrationen verdeutlichen das erwähnte Mobilisierungsverhalten in Abhängigkeit vom pH-Wert (HERMS & BRÜMMER 1984). Austauschbares Blei unterliegt der langsameren Verlagerung im Profil und erzeugt Oberboden/Unterbodenquotienten von 2,1 bzw. 3,2 in S1 (**Tab. 6-25**), während beim X^S_{Zn} und X^S_{Cd} eine leichtere Verlagerung aus dem Oberboden wegen höherer Grenz-pH-Werte und deren Immobilisierung/Anreicherung in den Bt-Horizonten erfolgt. Dabei konnten austauschbare X^S_{Zn}-Konzentrationen > 200 mg·kg⁻¹ und X^S_{Cd}-Konzentrationen > 19 mg·kg⁻¹ im Feinboden dieses Profils nachgewiesen werden (**Tab. 6-25**). Zusammen mit hohen austauschbaren X^S_{Al}-, X^S_H- und umgekehrt niedrigen X^S_{Ca}- und X^S_{Mg}-Konzentrationen entsteht in den mittleren Profilmitteln ein Mix aus Säure- und Schwermetalltoxizität, der dazu führt, daß sich sowohl Wurzeln als auch Bodenorganismen – es wurden z. B. keine Regenwurmröhren gefunden- in den Oberboden zurückziehen und Teile des Wurzelraumes aufgeben. Hier wird zwar Al³⁺ durch die organische Substanz maskiert und entgiftet, gleichzeitig ist der Abbau der organischen Substanz durch weite C/N- (> 20) und C/P-Verhältnisse (> 200 bis 900) im Ah/Aeh bzw. der organischen Auflagehorizonte eingeschränkt und führt zu den ungünstigen Humusformen mullartiger Moder im Ah/Aeh bzw. feinhumusreicher Moder im Oh (**Tab. 6-25** und **Tab. 6-26**). Etwas günstiger ist die Gesamtsituation in S2, in dem die Feinwurzeln wegen der geringen Profilmächtigkeit schnell in den Genuß ausreichender Nährstoffversorgung und Pufferkapazität unterhalb des Schichtwechsels gelangen. Die organische Substanz ist, ähnlich den Moder-Buchenwald-Profilen, im gesamten Profil mehr oder weniger gleichmäßig verteilt und zeigt keinen ausgeprägten Tiefengradienten (**Tab. 6-26**).

6.3.2.4 Böden des Vorwaldes

Der Vorwald stockt auf Parabraunerden auf südsüdost-exponierten, stark geneigten Hängen (30°). Die Profilmorphologie ist wie bei den Standortstypen Kalk-, Moder-Buchenwald und der Schlagflur durch einen Substratwechsel gekennzeichnet. Im Gegensatz zu den anderen Standortstypen liegt der Schichtwechsel der Profile V1 und V2 unterhalb von 140 cm Tiefe und wurde im Rahmen dieser Untersuchung nur im Profil V3 von 150 bis 185 cm Tiefe erfaßt. Die Substrateigenschaften der Lößprofile variieren von der Bodenart schluffiger Schluff bis zu mittel tonigem Schluff in den Oberböden bis 30 cm Tiefe. Darunter befinden sich Bodenartabfolgen, die keine Gesetzmäßigkeit erkennen lassen (**Tab. A 44**). Zwar nehmen mit der Profiltiefe die Tonanteile in den Horizonten zu, doch gibt es Hinweise auf Profilüberlagerungen (V3: IIAh+Bt) und Vermischungen sowie Kappung von Horizonten/Profilen im Zuge von Hangbewegungen und Erosionsvorgängen (V1: Ah+Bt), die zu stark wechselnden Bodenarten führen. Die Lößprofile unterscheiden sich sehr deutlich in ihrem Skelettanteil. Dieser ist in V1 und V2 mit 10 bis 50% bis 140 cm wesentlich höher als im Profil V3 und den Moder-Buchenwald- bzw. Schlagflur-Profilen. Ist das Fehlen von Carbonaten im Feinboden in V3 mit den bis in 150 cm Tiefe reichenden Skelettanteilen von $<0,5\%$ leicht nachvollziehbar, sind die geringen Gehalte von 1,5 bis 2,3 % bis 150 cm in V1 und die nicht vorhandenen Carbonate bis > 150 cm in V2 nicht so ohne weiteres erklärbar. Vermutlich hat eine vorausgegangene stärkere Protonenbelastung zum Carbonatverlust im Feinboden geführt.

Die Humusformen sind auf diesen Standorten als L-Mull oder mullartiger Moder (Ah) anzusprechen und somit wesentlich günstiger als die der übrigen Profile. So liegen die C/N-Verhältnisse in den Ah-Horizonten deutlich unter 20 und auch die C/P-Verhältnisse lassen keine potentielle Beeinträchtigung der Bodenmikroorganismen erkennen. Die C/N-Verhältnisse erreichen in der L-Auflage im Mittel 22 und sind somit wesentlich enger als im MBW mit 30 und der Schlagflur mit 28, ein Indiz für die veränderte Streunachlieferung durch einen Baumartwechsel im aufwachsenden Bestand. So erreicht *Fraxinus excelsior* einen mittleren Deckungsgrad von 50 %. Lediglich in den Oh-Horizonten der Profile V2 und V3 erreicht das C/P-Verhältnis 500 und es kann hier hinsichtlich der P-Versorgung von einem gewissen Mangel in den Oh-Horizonten gesprochen werden, der sich aber spätestens in den mineralischen Oberböden von 168,6 (V3) über 87,5 (V1) auf 85,2 (V2) verbessert und somit starke Abweichungen von den Standortstypen MBW und Schlagflur aufweist. Die Verteilung des Kohlenstoffs und des Stickstoffs im Profil verläuft uneinheitlich, also ohne eindeutigen Tiefengradienten im Mineralboden, sondern mit einem Wechsel von Horizont zu Horizont und insgesamt hohen C_{org} -Vorräten in den unteren Profilmereichen (Oberboden/Unterbodenquotienten von 0,3), die von 48 bis 95 $t \cdot ha^{-1}$ reichen. Auch im Bereich des Schichtwechsels vom ICv+Bt bis IIAh+Bt des Profils V3 lassen sich Gradienten in der Kohlenstoff- und Stickstoffverteilung (C und N [%] und C_{org} und N [$t \cdot ha^{-1}$]) feststellen (**Tab. 6-29**).

Die Profile sind durch hohe Gehalte basischer Kationen gekennzeichnet, denen niedrige Gehalte an Kationensäuren gegenüberstehen. Die Profildifferenzierung zeigt aber für Waldprofile untypische Verläufe der Ionengruppen. So ist bis in 113 cm Tiefe im Profil V2 und bis 75 cm Tiefe in V3 eine Zunahme der Gehalte an Kationensäuren mit Maximumwerten in der Sättigung von 34,2 % in 113 cm bzw. 54,8 % in 75 – 145 cm festzustellen. Diesem Verlauf folgen die austauschbaren Nährstoffvorräte, allerdings unter oben genannter Einschränkung, daß kein eindeutiger Tiefengradient wegen vermuteter Substratwechsel vorliegt (s.o.). Zusammen mit den hohen pH-Werten im Silikat- und Carbonat-Pufferbereich, lassen sich die Elastizitätsparameter im Oberboden mit Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Verhältnissen meist weit oberhalb kritischer Bereiche von < 1 als günstig einstufen. Die Situation verschlechtert sich aber in tieferen Profilmereichen, allerdings ohne kritische Werte zu erreichen. Im Profil V3 sinken die pH-KCl-Werte in 145 cm Tiefe bis auf 3,9 ab. Diesem Verlauf folgen im Wesentlichen auch die Konzentrationen sowie Vorräte der Kationensäuren und die der austauschbaren Schwermetalle. Letztere sind

6 Ergebnisse und Interpretation

mit Oberboden/Unterbodenquotienten < 1 in tieferen Profiltteilen deutlich mobiler als im Oberboden, trotz umgekehrt verlaufender Konzentrationen der königswasserlöslichen Gesamtgehalte, die Quotienten z.T. weit über 1 (V2: Pb: 5,2, Zn: 5,6, Cd:12,5) oder leicht darüber (V1: Pb: 1,3) aufweisen.

Tab. 6-27: Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (V1) aus Schwemmlöß

Ausgangsgestein:		Schwemmlöß										Standortstyp: Vorwald															
Bodentyp:		Parabraunerde										Profil:V1															
Humusform:		L-Mull (Ah)										160 m, SSE, 30°															
Baumart:		Fagus sylvatica, Fraxinus excelsior										Oberhang (HV,X)															
Horizont	Tiefe [cm]	HM [cm]	TRD [g/cm ³]	Skelett [%]	Bodenart	FW dm ²	Farbe	Gefüge	pH [KCl]	pH [H ₂ O]	Humus [%]	C	N [mg/g]	P	C/N	C/P	CaCO ₃ [%]										
L	+1	1,0	0,10	-	-	0	-	-	5,7	6,1	86,0	43,0	19,0	0,9	22,6	182,9	0,0										
Ah	29	29,3	1,1	5,0	Uf2	25	10YR4/4	kru	6,5	7,1	5,5	3,2	2,1	0,5	15,1	87,5	0,0										
Ah+Bt	64	35,0	1,2	30,0	Lu2	15	10YR6/4*	sub	6,7	7,4	3,4	2,0	1,4	0,4	13,7	67,3	0,0										
Bv	134	70,0	1,3	20,0	Ut3	2	10YR6/6	pol	6,5	-	6,9	4,0	0,6	-	71,9	-	1,5										
Btv	144	10,0	1,4	10,0	Ut3	2	10YR4/6	pol	6,6	-	0,6	0,3	0,6	-	6,0	-	1,8										
ICv	149+	5,0	1,4	70,0	Lt	2	10YR6/6	-	7,7	-	0,0	0,0	0,0	-	-	-	2,3										
* Al-Hor.																											
Austauschbare Kationen																											
Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	BS [%]	SS	H-Wert	AKe [cmol _c /kg]	AKe-r	AKp	AKe/AKp											
Ah	29	16,1	6,4	0,21	0,08	0,21	0,06	0,7	0,3	94,7	5,1	0,9	24,1	21,1	-	-											
Ah+Bt	64	21,6	2,5	0,27	0,10	0,19	0,03	0,4	1,0	93,2	6,3	1,4	26,3	14,0	-	-											
Bv	134	17,8	8,1	0,45	0,17	0,22	0,17	1,3	0,4	92,2	7,1	1,7	28,7	16,4	-	-											
Btv	144	16,6	11,6	0,48	0,16	0,01	0,03	0,5	0,8	94,9	4,5	1,3	30,4	19,5	-	-											
ICv	149+	15,9	5,1	0,46	0,15	0,00	0,00	0,0	1,2	94,3	5,4	1,2	22,9	9,0	-	-											
Oberb./Unterb.		0,9	0,9	0,5	0,5	1,9	1,0	1,2	0,4	1,0	0,9	0,6	0,9	1,4													
													*) methodisch bedingt überhöht		Summe mineralischer Oberboden		24,1		21,1								
															Summe mineralischer Unterboden		108,4		58,9								
															Summe gesamt		132,5		80,1								
Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)																											
Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S [%]	Ca [t/ha]	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	H										
Ah	29	66,8	26,6	0,87	0,32	0,85	0,24	2,7	1,4	0,4	0,1	9,2	2,0	6,3	1,2	6,6	0,4										
Ah+Bt	64	82,3	9,4	1,04	0,38	0,73	0,10	1,7	3,8	15,3	1,1	374,8	81,9	185,2	17,6	138,2	35,0										
Bv	134	62,1	28,1	1,56	0,58	0,77	0,60	4,4	1,4	16,2	4,5	796,3	172,9	277,9	145,6	514,2	17,9										
Btv	144	54,6	38,1	1,57	0,53	0,05	0,11	1,5	2,8	31,4	13,3	1767,2	349,7	37,8	56,7	396,9	79,9										
ICv	149+	69,4	22,2	2,00	0,66	0,00	0,00	0,0	5,4	4,3	0,8	241,7	47,3	0,0	0,0	0,0	16,7										
										Summe mineralischer Oberboden		0,4		0,1		9,2		2,0		6,3		1,2		6,6		0,4	
										Summe mineralischer Unterboden		67,2		19,7		3179,9		651,7		500,9		219,9		1049,3		149,4	
										Summe gesamt		67,6		19,8		3189,1		653,7		507,2		221,1		1055,9		149,8	
										Oberb./Unterb.		0,005		0,004		0,003		0,003		0,013		0,005		0,006		0,002	
Elastizitätsparameter																											
Horizont	Tiefe [cm]	Ca/(Ca+Al+Fe)*				Ca+Mg	Fe+H	Mg	K	mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte																	
		Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H					Org	CaCO ₃	N	P	Ca	Mg	K											
L	+1	0,54*								0,58		0,03	0,01	0,10	0,02	0,01											
Ah	29	36,62	14,56	24,33	9,68	93,3	1,6	26,6	0,9	29,50	0,00	1,95	0,29	3,98	3,85	5,37											
Ah+Bt	64	74,34	8,52	10,89	1,25	91,7	3,9	9,4	1,0	21,45	0,00	1,65	0,26	1,43	3,05	6,04											
Bv	134	21,26	9,62	22,66	10,25	90,2	2,0	28,0	1,6	64,46	24,48	0,90	0,13	0,45	3,16	3,19											
Btv	144	53,35	37,23	9,83	6,86	92,8	2,9	38,1	1,6	9,05	48,60	1,51	0,23	0,25	2,16	4,49											
ICv	149+			6,43	2,06	91,6	5,4	22,2	2,0	0,00	10,35	0,00	0,79	8,96	12,71	17,85											
										* mol IA		Summe Humusauffage		0,6		0,0		0,1		0,0							
												Summe mineralischer Oberboden		29,5		0,0		1,9		0,3		4,0		3,8			
												Summe mineralischer Unterboden		95,0		83,4		4,1		1,4		11,1		21,1			
												Summe gesamt		125,0		83,4		6,0		1,7		15,2		24,9			
										Oberb./Unterb.		0,311		-		0,480		0,207		0,359		0,183		0,170			
Schwermetalle: säurelösliche																											
Horizont	Tiefe [cm]	Pb					Zn			Cd			Cu			Ni											
		Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn	Cd									
L	+1	31,5	350,6		19,6	9,0																					
Ah	29	123,9	1216,2	5,9	20,0	39,9	11,0	13,5	0,9																		
Ah+Bt	64	96,7	2546,4	7,5	25,3	78,2	25,5	25,3	0,2																		
Bv	134						61,0	29,0	0,0																		
Btv	144						60,0	30,0	0,0																		
ICv	149+						40,0	0,0	0,0																		
Oberb./Unterb.		1,3	0,5	0,8	0,8	0,5	0,2	0,6	22,8																		

6 Ergebnisse und Interpretation

Tab. 6-28: Tiefenfunktion ausgewählter bodenchemischer Parameter, ökologische Charakterisierung und Elastizitätsparameter einer Parabraunerde (V2) aus Schwemmlöß

Ausgangsgestein: Schwemmlöß Standortstyp Vorwald
Bodentyp: Parabraunerde Profil: V2
Humusform: L-Mull 157,5 m, SSE, 30⁰
Baumart: *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior* Mittelhang (HG,G)

Horizont	Tiefe [cm]	HM [cm]	TRD [g/cm ³]	Skelett [%]	Bodenart	FW dm ²	Farbe	Gefüge	pH [KCl]	pH [H ₂ O]	Humus [%]	C	N [mg/g]	P	C/N	C/P	CaCO ₃ [%]
L	+3,1	1,9	0,10	0	-	0	-	locker	5,8	6,2	83,0	41,5	20,6	0,89	20,1	284,7	0
(Of)	+1,2	0,9	0,03	0	-	0	-	locker	6,6	7,0	74,8	37,4	18,4	0,73	20,3	256,4	0
(Oh)	+0,5	0,3	0,01	0	-	0	-	locker	6,4	7,1	49,2	24,6	12,9	0,61	19,1	406,1	0
Ah	10	10	1,1	1,9	Uu	50	10YR4/4	kru	6,7	7,3	6,0	3,4	2,1	0,26	16,8	85,2	0,3
Al	83	73	1,3	29,4	Uu	20	10YR6/4	sub	6,5	7,2	3,7	1,5	0,6	0,19	14,1	120,9	0,0
Bv	93	10	1,3	30,0	UI	5	10YR6/6	pol	6,9	-	2,1	1,2	0,4	-	34,6	-	0,0
Bt	113	20	1,4	50,0	Ut3	5	10YR4/6	pol	5,3	6,5	0,2	0,3	0,3	0,20	15,3	5,7	0,0
Bvt	153+	40	1,3	35,0	Ut3	5	10YR6/6	-	6,7	7,5	3,2	1,9	1,4	0,13	13,3	-	0,0

Austauschbare Kationen

Horizont	Tiefe [cm]	X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	BS [%]	SS	H-Wert	AKe [cmol _e /kg]	AKe-r	AKp	AKe/AKp
Ah	10	15,5	6,8	0,15	0,06	0,11	0,03	0,5	0,5	93,4	6,3	1,0	23,6	21,6	14,3	0,9
Al	83	6,7	3,0	0,11	0,06	0,08	0,06	0,3	0,3	91,3	8,7	0,5	10,6	11,1	8,4	0,9
Bv	93	10,1	4,7	0,33	0,12	0,03	0,08	0,8	1,0	87,7	11,2	1,8	17,4	12,5	-	-
Bt	113	3,0	1,9	0,09	0,03	0,08	0,00	1,2	1,1	65,6	34,2	1,7	7,5	5,9	7,7	0,6
Bvt	153+	13,8	5,1	0,18	0,08	0,12	0,16	0,4	0,5	92,2	7,5	0,9	20,5	14,1	-	-
Oberb./Unterb.		1,8	1,8	0,8	0,9	1,4	0,4	0,7	0,7	1,1	0,4	0,8	1,7	2,0	1,8	1,2

Summe mineralischer Oberboden 23,6 21,6
 Summe mineralischer Unterboden 56,0 43,6
Summe gesamt 79,6 65,2

Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)

Horizont	Tiefe [cm]	Sättigungsgrad (prozentuale Austauscherbelegung)								austauschbare Vorräte							
		X _{Ca} ^S	X _{Mg} ^S	X _K ^S	X _{Na} ^S	X _{Mn} ^S	X _{Fe} ^S	X _{Al} ^S	X _H ^S	Ca [t/ha]	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	H
Ah	10	65,6	28,7	0,62	0,26	0,45	0,13	2,0	2,2	0,7	0,2	12,4	3,1	6,4	1,3	9,4	1,1
Al	83	63,0	28,3	1,01	0,56	0,78	0,54	2,9	2,6	0,1	0,0	4,6	1,5	2,5	1,2	3,0	0,3
Bv	93	58,1	27,0	1,89	0,70	0,17	0,43	4,6	6,0	0,1	0,0	5,0	1,1	0,3	0,5	2,8	0,4
Bt	113	40,3	25,5	1,14	0,34	1,08	0,00	16,5	14,9	0,8	0,3	45,6	8,0	30,6	0,0	152,8	15,3
Bvt	153+	67,4	25,0	0,88	0,38	0,58	0,76	2,1	2,5	25,8	5,8	658,7	166,8	306,9	270,3	354,5	47,4
Oberb./Unterb.										0,7	0,2	12,4	3,1	6,4	1,3	9,4	1,1
										26,9	6,2	713,9	177,4	340,2	272,0	513,1	63,5
										27,6	6,4	726,3	180,5	346,6	273,3	522,5	64,6
										0,025	0,029	0,017	0,017	0,019	0,005	0,018	0,018

Elastizitätsparameter

Horizont	Tiefe [cm]	Ca/(Ca+Al+Fe)*				Ca+Mg	Fe+H	Mg	K	mittel- bis langfristig freisetzbare Nährstoffvorräte							
		Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H					Corg	CaCO ₃	N	P	Ca	Mg	K	
L	+3,1		0,68*		-	-	-	-	8,06	0	0,39	0,01	0,25	0,04	0,02		
(Of)	+1,2		0,39*		-	-	-	-	1,00	0	0,05	0,00	0,02	0,00	0,00		
(Oh)	+0,5		0,15*		-	-	-	-	0,05	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
Ah	10	48,2	21,1	15,1	6,6	94,3	2,3	28,7	0,6	17,18	1,70	1,07	0,17	4,39	2,98	1,74	
Al	83	32,8	14,7	11,9	5,3	91,3	3,2	28,3	1,0	31,93	0,00	0,97	0,26	1,66	3,83	4,97	
Bv	93	18,9	8,8	4,9	2,3	85,1	6,4	27,0	1,9	8,48	0,00	0,25	-	-	-	-	
Bt	113	3,7	2,3	1,3	0,9	65,8	14,9	25,5	1,1	0,90	0,40	0,30	0,20	0,53	3,51	4,86	
Bvt	153+	49,1	18,2	13,6	5,0	92,3	3,2	25,0	0,9	14,90	0,00	1,12	0,13	0,45	3,16	3,19	
			* mol IA			Summe Humusaufgabe			9,12	0,00	0,44	0,01	0,27	0,04	0,02		
						Summe mineralischer Oberboden			17,18	1,70	1,07	0,17	4,39	2,98	1,74		
						Summe mineralischer Unterboden			56,2	0,4	2,6	0,6	2,6	10,5	13,0		
						Summe gesamt			82,5	2,1	4,1	0,8	7,3	13,5	14,8		
						Oberb./Unterb.			0,306	4,240	0,406	0,282	1,665	0,284	0,133		

Schwermetalle: säurelösliche

Horizont	Tiefe [cm]	Schwermetalle: säurelösliche					austauschbare		
		Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd
L	+3,1	9,5	120,6	n.n.	12,1	5,5	-	-	-
(Of)	+1,2	31,7	232,9	n.n.	17,3	2,5	-	-	-
(Oh)	+0,5	53,4	268,4	n.n.	16,8	5,3	-	-	-
Ah	10	88,6	896,1	4,8	18,2	34,5	7,9	7,4	0,1
Al	83	35,1	316,5	0,5	7,5	23,2	8,7	5,2	0,0
Bv	93	11,5	147,5	0,5	8,6	22,5	54,0	32,0	0,0
Bt	113	4,3	16,7	0,1	5,6	18,3	1,0	4,0	0,0
Bvt	153+						29,0	18,0	0,0
Oberb./Unterb.		5,2	5,6	12,5	2,5	1,6	0,3	0,5	-

6.3.3 *Stoffbestand der Böden und Tiefengradienten der Bodenversauerung, Auswertung der Gesamtdaten nach Tiefenstufen*

In den folgenden Kapiteln wird nach Kriterien gesucht, auf die die bodenchemische Differenzierung der untersuchten Standorttypen zurückgeführt werden kann. Weiterhin werden die Elementgesamtgehalte, die austauschbaren Kationen und die Pufferkapazitäten des Gesamtprobenkollektivs dargestellt sowie Besonderheiten im Bodenchemismus unter dem Einfluß saurer Deposition aufgezeigt.

6.3.3.1 Elementinventuren

Zur Charakterisierung der Zusammensetzung des Bodenkörpers und des Ausgangssubstrates wurden die Elementkonzentrationen mittels Aufschlußverfahren (Kap. 5.6) bestimmt. Die Auswertung der Elementvorräte sollte zum einen der Einordnung der Böden bzw. der Substrate und zum anderen der Abschätzung der potentiellen Nachlieferbarkeit von Puffersubstanzen oder Schadelementen dienen. Weiterhin lassen sich aus Stickstoff- und Kohlenstoffvorräten sowie dem Pool an austauschbaren Nährelementen Bewertungskriterien für die biologischen Umsetzungen im Reaktionsgefäß Boden ableiten (Kap. 5.7). Die Gehaltsunterschiede in den Profilen sind im wesentlichen auf geogene und pedogene Körnungs- und Materialsortierung (Kap. 6.3.2), die einerseits durch die unterschiedlichen Ausgangssubstrate Löß und Kalk, andererseits durch die Hanglage beeinflußt werden, auf Transformations- (Verwitterung, Mineralneubildung, Mineralzerstörung, Humifizierung), und Translokationsprozesse (Verlagerung von Stoffen in gelöster und kolloidaler Form) sowie auf atmosphärische und anthropogene Einträge zurückzuführen (Kap. 6.2). Von Bedeutung für die Abschätzung von Versauerungsvorgängen und der möglichen Belastung des Grundwassers mit Nitrat-N sind die Vorräte an Stickstoff, da dieser nach Entwaldung verstärkt mineralisiert wird und durch Überschüßnitrifikation zur Beeinflussung des Säure/Basenstatus im Boden sowie zur N-Belastung der Sickerwässer beiträgt (Kap. 6.3.3.1.2, BAUHS & BARTHEL 1995). Die historische Waldnutzung hat in der Vergangenheit zu einer Verarmung der Wälder an Stickstoff geführt (FEGER 1993a, FBW 1989). Dieser Vorgang wird aber in jüngster Zeit durch die N-Depositionen bei weitem kompensiert bzw. die N-Einträge übersteigen den N-Verbrauch der Wälder in erheblichem Umfang (s. dazu KREUTZER 1989). Durch die N-Vorräte im Boden kann auf die potentielle N-Belastung der Vorfluter geschlossen werden. Gleichzeitig kann der bedeutendste N-Pool, die organische Substanz, neben dem abiologischen Einbau von Ammoniak, Ammonium und Nitrit erhebliche Stickstoffmengen aufspeichern (Kap. 6.3.1). Dies gilt um so mehr, je verärmerter an N die Waldökosysteme, z. B. durch N-Entzug durch die historische Waldnutzung (Streu- und Derbholznutzung, Waldweide, u. a.), sind. So zeigen Untersuchungen von WEIGER (1986), daß einmalige Gaben von 300 kg Stickstoff/ha ohne weiteres in den organischen Zustand überführt werden konnten. Im Beobachtungszeitraum von 1966 bis 1983 konnte in den Moder-Buchenwäldern des Solling-Projektes eine N-Anreicherung in der organischen Auflage von ursprünglich 800 auf 1300 kg ermittelt werden (ELLENBERG et al. 1986). Diese biologische Aufspeicherung ist heute vermutlich auf vielen Standorten und auch im Untersuchungsgebiet entscheidend dafür verantwortlich, daß sowohl die N-Vorräte im Boden als auch die Nitratfrachten im Sickerwasser noch relativ gering sind (Kap. 6.3.3.1.2 und Kap. 6.3.4). Der Vorgang der N-Speicherung ist im Gegensatz zur Denitrifizierung ein erschöpflicher Prozeß. Man muß davon ausgehen, daß standortbedingte und bestockungsabhängige Kapazitätsgrenzen existieren und daß mit dem Erreichen derselben Stickstoffeinträge in nicht hydromorphen Böden quantitativ an die Hydrosphäre weitergegeben werden.

Unter diesem Aspekt müssen auch Meliorationsmaßnahmen wie die Waldbodenkalkung betrachtet werden, da bei dieser Mineralisationsschübe auftreten und zur Freisetzung der aufgespeicherten N-Mengen führen.

Neben der Aufspeicherung oder Freisetzung von Stickstoff sind weiterhin die im Boden vorhandenen Puffersubstanzen von Bedeutung (Kap. 6.3.3.1.1 und 6.3.3.4). Besonders die Beimengung von Kalkskelett in den Lößprofilen im Untersuchungsgebiet und deren potentiell freisetzbare Pufferkapazität im effektiven Wurzelraum können gegen die Gesamtsäure-Eintragsraten über die Atmosphäre verrechnet und in die Zukunft extrapoliert werden.

6.3.3.1.1 Gesamtgehalte der Ausgangssubstrate

Die Bestimmung der Elementgehalte des Ausgangsgesteins sollte Auskunft über die Menge der im Solum vorhandenen Puffersubstanzen und Schwermetalle geben. Dazu wurden aus den Profilen mit Skelettanteil Kalkbruchstücke aus den jeweiligen Horizonten sowie das unter dem Profil anstehende Gestein und der Feinboden analysiert. Zusätzlich sollten Analysen möglichst unverwitterten Lösses einbezogen werden. Da im Untersuchungsgebiet kein unverwitterter Löß erbohrt wurde (z. B. im Profil des Ackers in 200 cm Tiefe zeigte der Löß bereits Verwitterungsspuren oder war mit den anstehenden Kalken vermischt) bzw. die Lößreste der Profilwände der Waldprofile bereits verwittert waren, wurde auf Analysen anderer Autoren zurückgegriffen (**Tab. A 45**). Als Bezugsbasis für die Bilanzrechnungen dienten die Gesamtgehalte in den unter den Profilen anstehenden Kalken und der Lößprofile (s. VEERHOFF 1992). Die Schwierigkeit für eine solche Bilanzierung liegt in der Zuordnung der Ausgangssubstrate, die lediglich für die Tonanreicherungshorizonte bzw. Tonrückstände der anstehenden Kalke (IIBt- und IIC-Horizonte) eindeutig möglich war. Für darüber liegende Profilabschnitte kommen grundsätzlich sowohl Löß als auch Kalk als bodenbildendes Substrat in Frage, so daß über den jeweiligen Anteil der Komponenten am Profilaufbau keine Aussage gemacht werden kann. Zur Bilanzierung wurde deshalb für die Profilbereiche über den Verwitterungsrückständen der Kalke (Lößprofile) der Elementgehalt der anstehenden Kalke durch den Skelettanteil berücksichtigt und mit einem entsprechenden Faktor verrechnet (Skelettanteil = 40%: Faktor = 0,4), so daß sich der Sollgehalt der Elemente wie folgt definiert:

$$\text{Gleichung 20} \quad \text{Soll-Gehalt} = [\text{EG}_{(cc)} * \text{Skelettanteil} / 100] + [\text{EG}_{(lc)} * (1 - (\text{Skelettanteil} / 100))]$$

EG = Elementgehalt _(cc) = anstehende Kalke _(lc) = Löß

Diese Soll-Gehalte beziehen sich jeweils auf die Zusammensetzung der unverwitterten Kalke, die unterhalb der Profile gewonnen wurden, und des unverwitterten Ausgangsmaterials Löß. Sie berücksichtigen nicht die durch pedogene Prozesse bedingten Veränderungen (z. B. Tonmineralneubildung) des Mineralbestandes. Da weiterhin die untersuchten Profile vermutlich nicht quantifizierbare Beimengungen von Fremdmaterial enthalten können, die mit dem verwendeten Aufschlußverfahren evtl. nicht erfaßt werden können, müssen diese Ist- und Sollwertberechnungen und die daraus hervorgehenden Elementgewinne und -verluste als Schätzwerte betrachtet werden.

Die Soll-Gehalte der Schwermetalle beziehen sich lediglich auf die anstehenden Kalke, da für den Löß keine geogene Belastung mit den Elementen Pb, Zn, Cd, Cu und Ni in der Region angenommen werden (VEERHOFF 1992).

In den **Tab. 6-30** und **Tab. A 45** sind die ermittelten Elementgesamtgehalte (königswasserlösliche Elementgehalte der Kalke, HF-HClO₄-Aufschluß der Lößprofile, VEERHOFF 1992) der Ausgangssubstrate **Löß** und **Kalk** einzeln und in **Tab. A 46** die Tiefenfunktion der Soll-Gehalte unter Berücksichtigung der Anteile beider Ausgangssubstrate im Profil dargestellt (Gleichung 20).

Die königswasserlöslichen Elementgehalte der anstehenden Kalke (**Tab. 6-30**) schwanken in weiten Bereichen. Besonders auffällig sind die Abweichungen der Ca- und Mg-Gehalte in den Kalken zwischen den Standorttypen Kalk-Buchenwald/Moder-Buchenwald und untergeordnet

die Mg-Gehalte in den Standorttypen Schlagflur/Vorwald, die vermutlich auf unterschiedliche Materialbeimengungen während der Gesteinsbildung zurückzuführen sind (s.u.). Die um ca. 50% niedrigeren Ca-Gehalte der erstgenannten Standorttypen gegenüber den waldfreien Standorten korrespondieren mit größeren Beimengungen von K-, Na-, Mn-, Fe- und Al-Ionen, sowie dem im Verhältnis höheren Mg-Anteil, der auf Unterschiede im Dolomitierungsgrad schließen läßt.

Tab. 6-30: Elementgesamtgehalte der anstehenden Kalke im Untersuchungsgebiet und mittlere Gehalte im Kalk und Löß

Standorttypen Vergleichswerte Literaturangaben	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[%]							[mg·kg ⁻¹]				
Kalk-Buchenwald	38,76	14,80	0,056	0,025	0,171	0,005	0,112	2,85	160,39	0,07	3,21	24,41
Moder-Buchenwald	25,56	8,97	0,204	0,023	0,128	0,027	1,595	108,58	1525,67	16,66	15,59	96,65
Schlagflur	67,49	0,38	0,035	0,009	0,020	0,004	0,076	23,70	74,48	20,65	2,51	30,97
Vorwald	67,20	2,12	0,082	0,006	0,072	0,005	0,088	8,13	1551,16	4,55	3,35	33,50
Kalkstein (ALLOWAY)	-	-	-	-	0,062	-	-	5,7	20	0,028	5,5	7
Kalkstein (WEDEPOHL)	-	2,6	-	-	0,07	1,5	-	5	23	0,16	4	15
Kalkstein Löß (HINDEL & FLEIGE)	-	-	-	-	0,11	-	-	9	20	0,035	4	20
Löß (WEDEPOHL)	-	-	-	-	0,03	-	-	34	53	<0,3	15	28
Löß (WEDEPOHL)	-	-	-	-	-	-	-	30	40	-	-	13
Böden (KLOKE *)	-	-	-	-	-	-	-	100	300	3	100	50

Quelle: Eigene Erhebungen, KLOKE (1980), WEDEPOHL (1984), HINDEL & FLEIGE (1990), ALLOWAY (1999)
- keine Angaben, * Orientierungswerte für tolerierbare Gesamtgehalte in Böden

Tab. 6-31 zeigt die chemische Zusammensetzung und den Dolomitierungsgrad der Kalksteine im Untersuchungsgebiet. Die Kalke lassen deutliche Unterschiede zwischen den Standorttypen Kalk- und Moder-Buchenwald bzw. Schlagflur und Vorwald hinsichtlich der CaO- und MgO-Anteile erkennen, während die Fe₂O₃- und Al₂O₃-Anteile zwar ebenfalls erheblichen Schwankungen unterworfen sind, eine Trennung zwischen den Standorttypen hier aber nicht möglich ist. Auf die heterogene Zusammensetzung der Kalke in der Bergisch Gladbacher Kalkmulde weist auch JUX (1984) (s. **Tab. 6-31**) hin. Die Differenzierung der Kalke während ihrer Entstehung erfolgte durch die unterschiedliche Bildung als Massenkalk (Riffkalk) oder Lagunenkalk (Plattenkalk). Die Riffkalk unterlagen wegen dem unmittelbaren Kontakt zum Mg-reichen Meerwasser vermutlich der direkten Dolomitierung. Im Untersuchungsgebiet entspricht dies heute den als Massenkalken ausgebildeten Bücheler Schichten. Wie die Werte in **Tab. 6-31** zeigen, erfolgte der Einbau von Mg im Zuge der Dolomitierung entweder nicht gleichmäßig oder es liegen postsedimentäre Veränderungen der Gesteine vor, so daß in den analysierten Gesteinen große Schwankungen im Dolomitierungsgrad auftreten.

Durch die partielle Anreicherung der Schwermetalle (s. Kap. 3.3) lassen sich auch im Untersuchungsgebiet keine Gesetzmäßigkeiten in der Verbreitung derselben feststellen. Dies ist eine Konsequenz aus den jeweils unterschiedlichen Fällungsbedingungen (Temperatur, pH, Metallkonzentrationen, HILLER & BRÜMMER 1995). Die Höhe der Zn- und Pb-Konzentrationen scheinen hier auch nicht an den Grad der Dolomitierung gebunden zu sein (**Tab. 6-31**), da in den anstehenden dolomitisierten Kalken des Kalk-Buchenwaldes und des Moder-Buchenwaldes starke Schwankungen in den Gehalten auftreten (Pb: 2,85 und Zn: 160,39 bzw. 108,58 und 1525,67 mg/kg, **Tab. 6-30**). Die Orientierungswerte für tolerierbare Schwermetallgehalte in Böden (KLOKE 1980) werden dabei von allen Standorttypen für Zn und Cd überschritten.

Auffällig ist die Tatsache, daß auf den Standorten mit hohem Dolomitierungsgrad der Waldbestand nicht durch die Sturmzyklonen von 1984 und 1990 geworfen wurde. Dieser Umstand fällt mit den im Feinboden der Profile gemessenen Carbonatgehalten im Moder- und Kalk-Buchenwald (**Tab. 6-32**) sowie der Ca- und Mg-Auslaugung der Kalkgesteine im Skelett der Schlagflur und des Vorwaldes zusammen (**Abb. 6-12**), so daß davon ausgegangen werden kann, daß der Dolomitierungsgrad und damit die im Gegensatz zu Calcit relativ höhere Verwitterungsresistenz, zu einer Verbesserung der Langzeitpufferung und Mg-Nachlieferung beiträgt. So können Versauerungsschübe, die zu einer Belegung der Austauscher mit Protonen

oder M_a -Kationen geführt haben, durch langsame kontinuierliche Freisetzung von M_b -Kationen aus den Dolomiten ausgetauscht werden. In unmittelbarer Nähe der Kalkfragmente im Boden wirkt HCO_3^- als Base puffernd auf produzierte oder eingetragene Säuren; wird es mit dem Sickerwasser verlagert, kann es, falls der pH-Wert in tieferen Profildbereichen < 5 ist, dort ebenfalls puffern.

Tab. 6-31: Dolomitierungsgrad und chemische Zusammensetzung einiger Kalksteine des Untersuchungsgebietes differenziert nach Standorttypen und Profilen

Standorttypen Profile	Dolomitierungsgrad	CaO	MgO [%]	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃
Kalk-Buchenwald	100	54,8	24,5	0,015	0,373
Moder-Buchenwald	100	51,9	22,9	0,018	0,915
Schlagflur	3	94,5	0,6	0,013	0,287
Vorwald	13	92,7	2,7	0,019	0,490
K3	100	55,3	24,2	0,015	0,322
K4	100	54,3	24,7	0,014	0,424
M1	100	48,7	22,1	0,016	0,925
M2	100	55,1	23,8	0,020	0,905
S1	3	94,5	0,6	0,013	0,287
V1	<1	88,0	0,03	0,031	1,018
V2	19	95,0	4,1	0,013	0,226
Vergleichswerte aus Jux (1984)					
Refrather Schichten	100	30,07	21,0	0,30	0,20
Refrather Schichten	2	54,65	0,44	0,13	0,16
Bücheler Schichten	100	31,3	20,7	0,30	0,30
Büchelcher Schichten	13	52,7	2,80	0,06	0,09
Unterer Plattenkalk	25	47,11	5,27	0,24	0,29

Quelle: Eigene Erhebungen und Jux (1984)

Entscheidend für die Geschwindigkeit der Pufferung ist neben dem Grad der Dolomitisierung die Verteilung im Feinboden, denn je größer die reaktive Oberfläche, desto vollständiger die Pufferwirkung. Als Bezugsgröße kann der Carbonatgehalt im Feinboden dienen (**Tab. 6-32**). Die $CaCO_3$ -Gehalte im Feinboden steigen in den Profilen des Kalk-Buchenwaldes unterhalb von 30 cm Tiefe rasch von ca. 1 % auf ca. 20 %. Sie unterscheiden sich signifikant von allen anderen Varianten. Die Mengen im Moder-Buchenwald liegen erheblich niedriger und erreichen in den oberen 5 cm nur 17 % des Kalk-Buchenwaldes, während die Profile der Schlagflur, des Vorwaldes und besonders des Ackers keine Carbonate aufweisen. Die geringen Anteile von 0,12 und 0,14 % bis in 5 bzw. 10 cm Tiefe im Vorwald sind auf ein Profil zurückzuführen (**Tab. A 49**). Die Varianten Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (**Tab. 6-32**). Dieser Befund stützt die Hypothese, daß sich die letztgenannten Standorttypen nicht in ihren wesentlichen Standortfaktoren unterscheiden.

Tab. 6-32: Tiefenfunktion der mittleren Carbonatgehalte und der potentiell durch $CaCO_3$ pufferbaren H^+ -Ionen (in [%] und $[kmol \cdot ha^{-1}]$ im Feinboden der Standorttypen)

cm	Kalk-Buchenwald ^(a)	Moder-Buchenwald ^(b)	Schlagflur ^(c)		Vorwald ^(d)		Acker	
	CaCO ₃ [%] ($kmol H^+ \cdot ha^{-1}$)							
5	^{bcd} 0,89 (74,8)	^a 0,15 (13,6)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,12 (11,7)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,12 (11,7)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
10	^{bcd} 0,96 (82,6)	^a 0,12 (12,1)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,14 (14,2)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,14 (14,2)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
30	^{bcd} 1,26 (214,5)	^a 0,23 (68,8)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,00 (0,3)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,00 (0,3)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
60	^{bcd} 22,90 (1324,9)	^a 2,80 (351,8)	^a 1,25 (117,1)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,00 (0,0)	^a 0,00 (0,0)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
90	^{bcd} 18,54 (1120,7)	^a 4,27 (538,2)	^a 0,46 (93,3)	^a 0,11 (18,0)	^a 0,11 (18,0)	^a 0,11 (18,0)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
120	-	3,80 (592,2)	0,82 (2,2)	0,20 (93,3)	0,20 (93,3)	0,20 (93,3)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
150	-	-	-	0,47 (246,0)	0,47 (246,0)	0,47 (246,0)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
180	-	-	-	0,80 (73,7)	0,80 (73,7)	0,80 (73,7)	15,76 (4482,8)	15,76 (4482,8)
210	-	-	-	-	-	-	99,98 (39792,0)	99,98 (39792,0)
Summe bis 60 cm:	(1696,8)	(446,3)	(117,1)	(26,2)	(26,2)	(26,2)	0,0	0,0

Quelle: Eigene Erhebungen, die Buchstaben a-d kennzeichnen signifikante Unterschiede auf Basis des Scheffé-Tests (ANOVA), Signifikanzniveau = 0,05

Die geringen Carbonatgehalte im Feinboden korrespondieren mit den niedrigen

Ca-Gesamtgehalten des Bodenskeletts (*Tab. A 48*). Die in *Abb. 6-12* dargestellte Bilanz zwischen den Gehalten im Skelett und den anstehenden Kalken darf bei der Beurteilung von Gewinnen und Verlusten der Elemente nur als Orientierung dienen, da die Entnahme des Kalkskeletts zufällig in den jeweiligen Tiefenstufen erfolgte und die Gehalte der Ausgangsmaterialien ebenfalls starken Schwankungen unterliegen können (*Tab. 6-30*). Deshalb sollte lediglich die Tendenz beurteilt werden, die aber für alle Standorttypen relativ eindeutig auf einen M_b -Verlust unterschiedlichen Ausmaßes hinweist. Aus der *Abb. 6-12* geht hervor, daß das Bodenskelett aller Standorttypen eine Verarmung an Erdalkali- und untergeordnet an Alkali-Ionen gegenüber den anstehenden Kalken erfahren hat. In den Profilen der Schlagflur und des Vorwaldes sind die Verluste an Calcium besonders hoch. Sie liegen bis in 90 bzw. 120 cm Tiefe bei über 40 Gew.-% und erreichen über weite Profilbereiche mehr als 60 Gew.-% gegenüber den anstehenden Kalken. Magnesiumverluste treten lediglich bis in 90 cm Tiefe beim Kalk-Buchenwald und bis in 60 cm Tiefe beim Moder-Buchenwald in größerem Ausmaß auf, was auf die höheren Ausgangsgehalte dieses Elementes im Ausgangsgestein dieser Standorttypen zurückzuführen ist (s. Dolomitisierungsgrad, *Tab. 6-31*). Die M_a -Kationen sind dagegen bevorzugt in den Kalkfragmenten der Schlagflur- und Vorwald-Profile vermutlich als schwerer verwitterbare Rückstände relativ angereichert. Blei, Zink, Nickel und Kupfer unterliegen ebenfalls der Tendenz der relativen Anreicherung. Lediglich beim Cadmium als mobilstes Element kann man im Moder-Buchenwald und der Schlagflur Verluste erkennen. Die Interpretation der Bilanz erfolgte unter der Annahme, daß es sich um autochthone Kalke handelt. Da das Untersuchungsgebiet aber im Übergangsbereich zwischen Massen- und Plattenkalken liegt, ist auch eine Verlagerung von Fremdmaterial am Hang als Ursache für Gehaltsunterschiede anzunehmen.

Bezieht man die Gewinn- und Verlustrechnung auf den Feinboden, ist bei den Alkali- und Erdalkali-Ionen in allen Standorttypen ein Verlust unterschiedlichen Ausmaßes festzustellen (*Abb. 6-13*).

Die Bilanzen errechnen sich aus der Differenz der Elementgehalte des Feinbodens minus der Soll-Gehalte des Feinbodens, die aus den Elementgehalten von unverwittertem Löß und den Elementgehalten der anstehenden Kalke –jeweils in ihren Anteilen an der Bodenfestsstoffsubstanzermittelt wurden. Die Anteile der Ausgangssubstrate wurden über den Skelettanteil der Kalke berücksichtigt (Gleichung 20).

Besonders hohe Verluste liegen im Kalk-Buchenwald in 10 bis 90 cm, in der Schlagflur unterhalb von 60 cm und den Vorwald-Profilen unterhalb von 90 cm vor. Im Kalk-Buchenwald erfolgt die Pufferung von Säuren vermutlich fast ausschließlich aus der Lösung der vorhandenen Kalke. Hier liegen die Skelettanteile in den Braunerde-Rendzinen über 90 %. Bei gleichzeitig hohem Dolomitisierungsgrad sind sowohl Ca- als auch Mg-Ionen durch Verluste betroffen (*Abb. 6-12*). Im Moder-Buchenwald verlagert sich diese Zone der Kalklösung mit dem Verlust von Ca und Mg deutlich unter 30 cm Tiefe und im Oberboden erfolgt, ähnlich wie im Kalk-Buchenwald, die Freisetzung und Abfuhr von Kalium und –allerdings in wesentlich geringeren Mengen– von Natrium. Dieser Trend setzt sich in der Schlagflur weiter fort. Hier verlagert sich die „Kalklösungszone“ allerdings weiter nach unten (tiefer 60 cm). Entsprechend dem niedrigeren Dolomitisierungsgrad erfolgt die Kalkauflösung jedoch fast ausschließlich durch die Freisetzung und Abfuhr von Ca (*Abb. 6-13*). Oberhalb dieser Zone ist über das gesamte Profil verteilt ein gleichmäßiger Verlust an Kalium und untergeordnet an Natrium festzustellen, der sich mit zunehmender Profiltiefe abschwächt. In den Profilen des Vorwaldes verlagert sich die „Kalklösungszone“ in Tiefen > 90 cm. Hier ist aber zu beobachten, daß in Profilbereichen zwischen 10 und 90 cm die Ca-Abfuhr stärker ist als in den anderen Standorttypen oberhalb der „Kalklösungszone“. Dies ist das Ergebnis von hohem Skelettanteil in den Profilen V1 und V2 bei gleichzeitig fehlendem Carbonat im Feinboden und den sich so errechnenden höheren Sollgehalten.

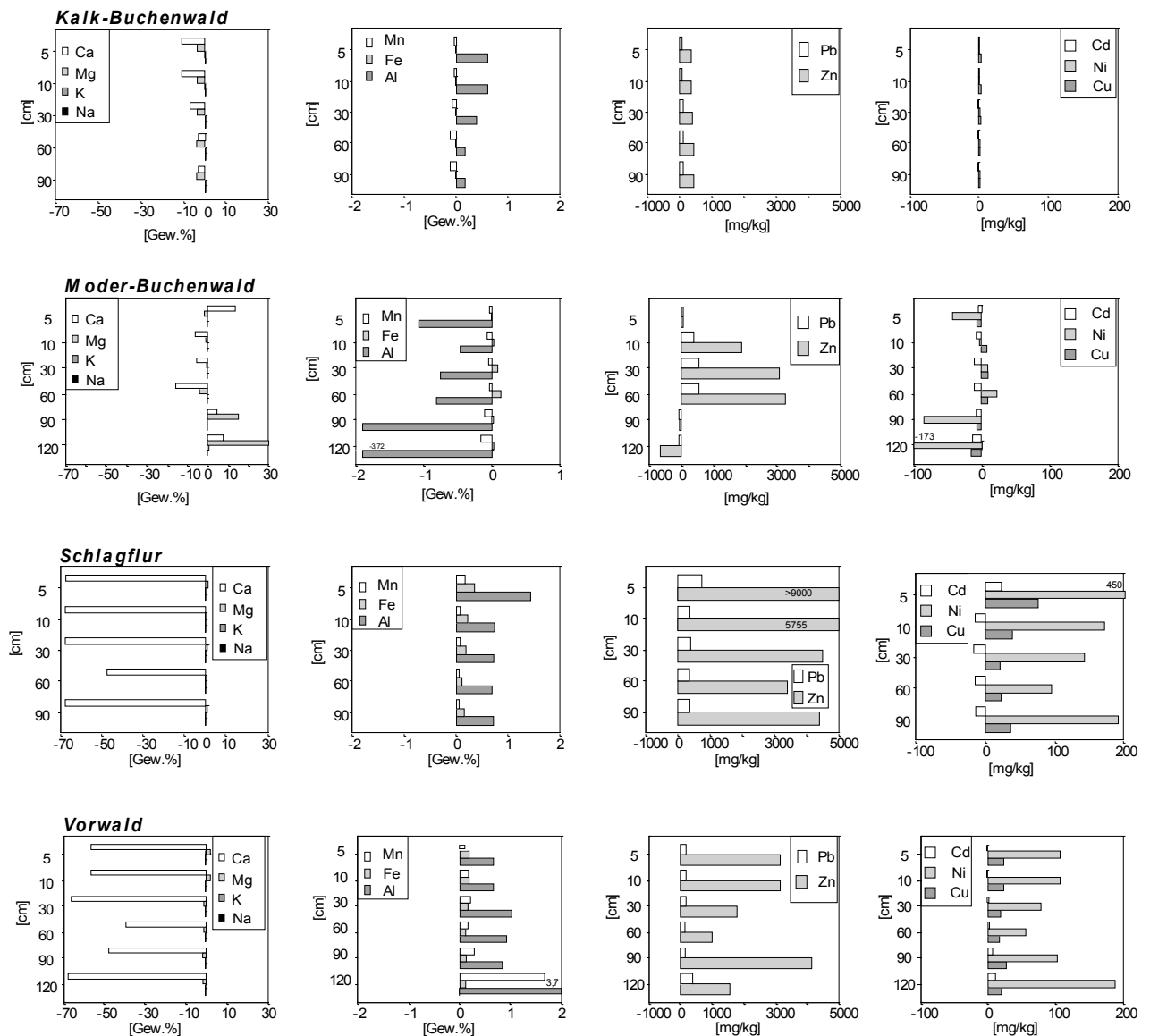
6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-12: Tiefenfunktion der Kalkbilanz

dargestellt als Elementgewinne und -verluste bzw. Abweichungen vom Soll-Gehalt bezogen auf das Bodenskelett in [Gew.-%] und [mg/kg]

$$\text{Kalkbilanz} = EG_{Sk} - EG_{Soll}$$

(EG=Elementgehalte, Sk =Bodenskelett, $Soll$ =Soll-Gehalte in den anstehenden Kalken (neg. Werte = Verluste, die Bilanzen wurden aus den Originalwerten berechnet)



Quelle: Eigene Erhebungen

Die Verluste der M_a -Kationen verteilen sich besonders auf die Profiltiefen mit geringem Skelettanteil. Denn hier bestimmt vorwiegend der Soll-Gehalt des unverwitterten Lösses mit - im Gegensatz zum Kalk - höheren Mn-, Al- und Fe-Gehalten die Prozeßdynamik. Die aus primären Silikaten oder Neubildungen stammenden Fe- und Al-Ionen verzeichnen Verluste von > 10 bzw. > 20 Gew.-% im Kalk-Buchenwald bis 10 cm, im Moder-Buchenwald bis 30 cm, in der Schlagflur bis 60 cm und in den Vorwald-Profilen bis 90 cm. Da diese Verluste im Zuge von pedogenetischen Prozessen (z. B. Tonverlagerung, BLUME 1981b) und Bodenversauerung entstehen, ist diese Verteilung ein deutliches Indiz für die unterschiedlich weit fortgeschrittene Degradation der Bodenfests substanz und deckt sich mit der Lage von gemessenen Versauerungsfronten in den Profilen des Moder-Buchenwaldes in 30 cm und der Schlagflur in 60 cm oder der Lage einer ehemaligen, jetzt nur noch in steigenden X_{Al}^S und abnehmenden pH-Werten mit der Tiefe nachzuvollziehenden Versauerungsfront in den Vorwald-Profilen unterhalb von 60 cm Tiefe. Das Ausmaß der Versauerung kann hier aber nicht mehr

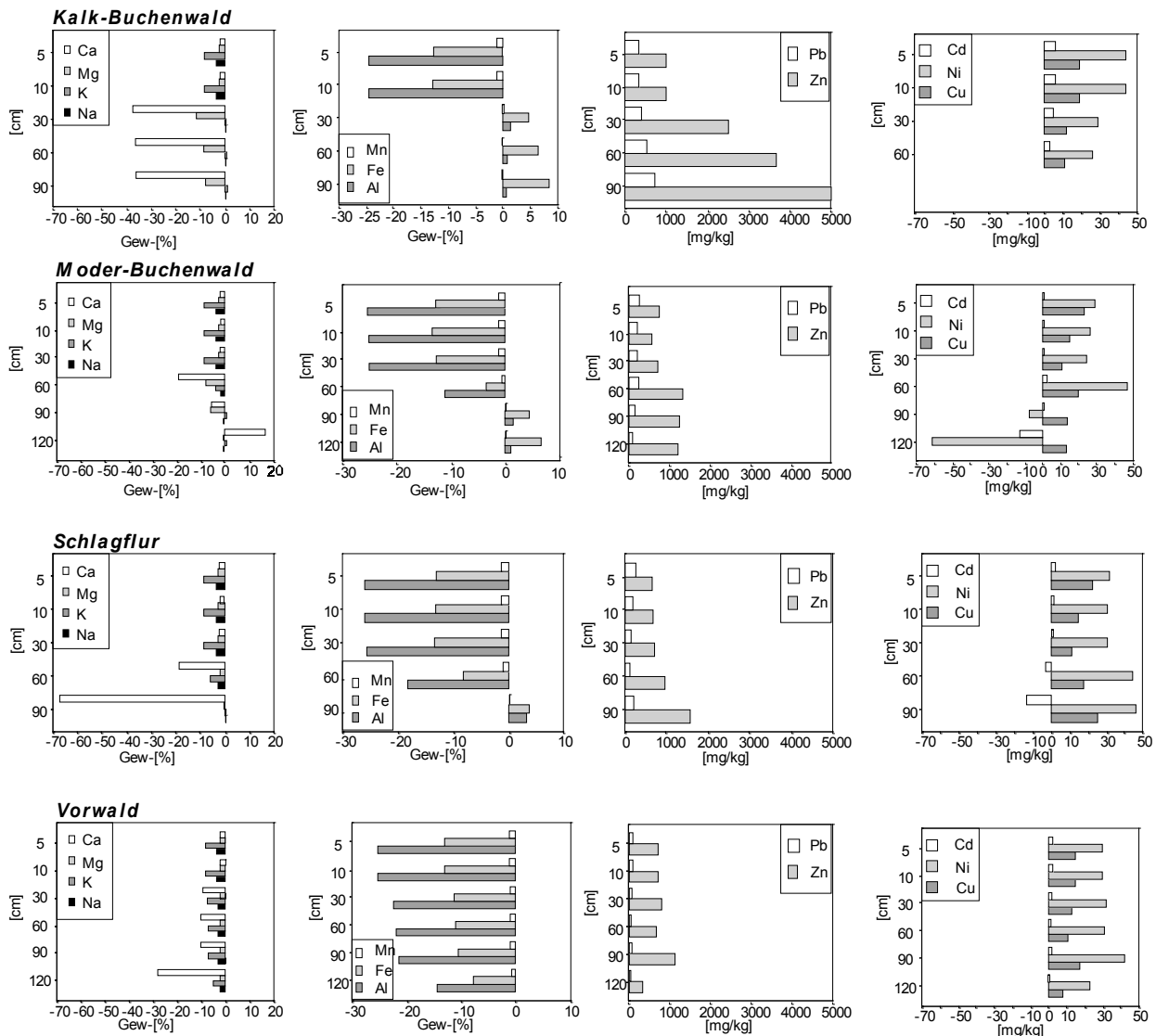
6 Ergebnisse und Interpretation

nachvollzogen werden, so daß der Begriff mit Vorsicht verwendet werden muß. Innerhalb der Standorttypen variiert diese mittlere Lage der Versauerungsfront allerdings erheblich. Sie wird in M1 und M2 bereits in 30 cm, in M3 und M4 in 120 bzw. 90 cm erreicht (**Abb. 6-14, Tab. 6-21** und **Tab. 6-24**). Dieser Befund deckt sich mit der Lage der Versauerungsfront in den Profilen S1 (90 cm) und S2 (30 cm) (**Abb. 6-14, Tab. 6-25** und **Tab. 6-26**).

Abb. 6-13: Tiefenfunktion der Feinbodenbilanz, dargestellt als Elementgewinne und -verluste bzw. Abweichungen vom Soll-Gehalt bezogen auf den Feinboden in [Gew.-%] und [mg/kg]

$$\text{Feinbodenbilanz} = EG_{FB} - EG_{Soll}$$

(EG = Elementgehalte, FB = Feinboden, Soll = Soll-Gehalte (negative Werte = Verluste, die Bilanzen wurden aus den Originalwerten berechnet)



Quelle: Eigene Erhebungen

Die Bilanzierung der Schwermetalle konnte nur durch die Elementgehalte der anstehenden Kalken unter Berücksichtigung des Skelettanteils im Profil erfolgen, da für die in der näheren Umgebung vorkommenden Lössе keine Schwermetalle nachgewiesen werden (VEERHOFF 1992). Im Gegensatz zu den M_b - und M_a -Kationen erfahren die Schwermetalle fast ausnahmslos Anreicherungen gegenüber den Sollgehalten. Diese sind wegen der Einbeziehung der Lößfraktion ohne Schwermetallanteil geringer als die Anreicherungen der Kalkbilanz. Da aber sowohl die Gehalte in den anstehenden Kalken, als auch im Bodenskelett sehr starken

Schwankungen unterworfen sind und sich die Skelettanteile als besonders schwermetallreich ausweisen, muß zur Klärung dieses Sachverhaltes weitere Forschung betrieben werden. Die erheblichen Unterschiede könnten z.B. auch durch Kalke anderen Ursprungs (aus anderer stratigraphischer Lage) stammen, so daß der Vergleich zu den anstehenden Kalken nur als Tendenz zu werten ist. Weiterhin ist die im Untersuchungsgebiet und in weiten Teilen des Bergischen Landes vorkommende Vererzung mit Schermetallen (HESEMANN 1978, GRABERT 1980, STADLER 1986, ZUMBROICH et al. 1994, LÖHR 1995) weder zu lokalisieren noch zu quantifizieren. Vererzungen stellen allerdings ein Bindeglied zwischen den z.T. enorm hohen Pb-, Zn- und Cd-Gehalten in den Profilen dar. Denn die erhebliche Anreicherung in den unteren Bt-Horizonten ist entweder durch Mobilisation/Verlagerung und Ausfällung oder als Verwitterungsrückstände der schwermetallreichen Kalke in den IIBt-Horizonten zu interpretieren. Gleichzeitig lassen aber Schwermetall-Tiefengradienten vom Ober- zum Unterboden auf eine Belastung über die Atmosphäre schließen (Kap. 6.2.4.3 und Kap. 6.4.4.2).

6.3.3.1.2 Stickstoffvorräte

Die Menge und die Verteilung des Stickstoffs im Boden lassen qualitative Rückschlüsse auf die biologischen Umsetzungsbedingungen im Reaktionsgefäß Boden zu. In der vorliegenden Arbeit wurde die organisch gebundene N-Fraktion durch den Kjeldahl-Förster-Aufschluß erfaßt und die gesamte N-Fraktion mittels Gesamtaufschluß im Sauerstoffstrom ermittelt (CNS-Aufschluß). Der CNS-Aufschluß erwies sich als umfassender und es traten mit zunehmender Profiltiefe steigende Abweichungen zum Kjeldahl-Förster-Aufschluß auf. Solche Unterschiede können auf gesteinsbürtige N-Verbindungen aus den bituminösen „Unteren Plattenkalken“ und/oder in Tonmineralen spezifisch fixiertes N zurückzuführen sein, die vom Kjeldahl-Förster-Aufschluß nicht vollständig erfaßt werden (SCHLICHTING et al. 1995). Diese Fraktion kann ca. 10 % im Oberboden und bis zu 90 % des Stickstoffs im Unterboden ausmachen. Im Unterboden ist der Anteil wegen der Zunahme der Tonminerale größer als im humosen Oberboden (BEESE 1986). Die Schwankungen können aber in Abhängigkeit von Bodentyp, Standortbedingungen und dem Tongehalt der jeweiligen Horizonte stark variieren. In **Tab. A 53** sind die Stickstoffvorräte in verschiedenen Tiefenabschnitten der untersuchten Böden dargestellt. Die Stickstoffkonzentrationen in den Tiefenstufen sind aus **Tab. A 54** ersichtlich. Prozentuale Abweichungen der verwendeten Aufschlußverfahren können aus **Tab. A 55** entnommen werden. Bei der Inventarisierung des Stickstoffs wurde auf die gesonderte Einbeziehung austauschbaren Ammoniums und Nitrats verzichtet, da diese Fraktionen von den Standortbedingungen während der Probennahme (zeitliche Variabilität) abhängen und sich somit dem Vergleich entziehen. Darüber hinaus sind sie am gesamten Stickstoffvorrat mit weniger als einem Prozent beteiligt (SCHLICHTING et al. 1995).

Humusauflage

Die Stickstoffvorräte in den Profilen schwanken in Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Humusauflage und des Mineralbodens. Eine weitere Beeinflussung erfährt die Humusauflage im Untersuchungsgebiet durch die starke Hangneigung, die relativ offenen Bestände mit vermutlich hohen Windgeschwindigkeiten, die eine Ausblasung von organischem Material an vegetationsarmen/freien Stellen und die Anhäufung an Hindernissen zur Folge haben. Ungünstig auf die Homogenität der Humusauflagen hat sich außerdem die Entnahme von geworfenen Buchen auf den Schlagflurflächen ausgewirkt. Die Humusauflagen sind hier oft gestört und teilweise zusammengeschoben worden, so daß eine flächenhafte Erfassung der N-Vorräte in der Humusauflage auf Schwierigkeiten stößt. Um der Tatsache der ungleichmäßigen Verteilung der organischen Auflage gerecht zu werden und diese Heterogenität einigermaßen auszugleichen, wurde bei der Verrechnung der Vorräte mit einem Faktor multipliziert, der den Bedeckungsgrad des Mineralbodens mit Humus berücksichtigt (50 % Deckung = Faktor 0,5). Außerdem wurden

die Entnahmestellen der organischen Substanz so ausgewählt, daß sie den auf Standorten vorherrschenden Mächtigkeiten entsprachen.

Die flachgründigen Rendzinen weisen die höchste biologische Aktivität der Bodenfauna auf und besitzen z. T. nur L-Mull, der im Laufe des Jahres in den Mineralboden eingearbeitet wird (K1). Die Profile K2 und K3 verfügen stellenweise zusätzlich über L- Of- und Oh-Horizonte. So schwanken die Vorräte in der Humusaufgabe der Rendzinen zwischen 324 und 884 kg N·ha⁻¹. Diese Profile bilden zusammen mit der Braunerde K4 den Standortstyp Kalk-Buchenwald. Innerhalb dieser Gruppe nimmt der Deckungsgrad der Baumvegetation von 0 % (K1) über 80 % (K2, K3) auf 100 % (K4) zu und führt somit zur stärkeren Streunachlieferung auf letztgenannten Profilen. Die bestandesabhängige Differenzierung wird besonders in der Verdopplung der N-Vorräte der Humusaufgabe von K3 (884 kg N·ha⁻¹) zum Profil K4 (1640 kg N·ha⁻¹) deutlich. Insgesamt nimmt dieser Standortstyp bezüglich der Stickstoffvorräte mit 1176 kg N·ha⁻¹ eine mittlere Stellung im untersuchten Probenkollektiv ein (**Tab. A 53**). Die N-Konzentrationen schwanken zwischen 12 und ca. 20 mg/g und haben meist Maxima in den Of-Horizonten (**Tab. A 54**). Die günstige Basenversorgung der Kalkstandorte hat zwar positiven Einfluß auf die Zersetzerkette, gleichzeitig neigen diese flachgründigen Standorte aber zum Austrocknen (Kap. 6.1.3), was dem Abbau der organischen Substanz wieder entgegenwirkt. Die Vorwald-Profile sind wegen ihres mächtigen Solums von 120 bis 180 cm nur untergeordnet von Austrocknung betroffen, verfügen aber gleichzeitig über hohe Basensättigungen und eine entsprechend hohe biologische Aktivität, die sich in den niedrigsten Stickstoffvorräten von 284 kg N·ha⁻¹ in der organischen Auflage darstellen (**Tab. A 53**). Moder-Buchenwald und Schlagflur liegen mit ihren N-Vorräten weit über den anderen Standorten. Betrachtet man dagegen die einzelnen Profile des Moder-Buchenwaldes, offenbaren sich große Unterschiede in den N-Vorräten. M1, M2 und M3 besitzen nur stellenweise oder flächenhaft keine organische Auflagen, während Humusaufgaben den gesamten Mineralboden auf M4 bedecken. Diese Disparitäten sind auf Hangneigung (M1, M2) und/oder starke Windwirkung bei gleichzeitig geringer Bedeckung in der Krautschicht zurückzuführen (M1, M2, M3), die wiederum ihre Ursache in der starken Bodenversauerung der Flächen insb. im Stammfußbereich haben. Die nur sporadisch mit Säurezeigern (*Avenella flexuosa*, *Maianthemum bifolium*, *Calluna vulgaris*) bewachsenen Flächen werden zwar mit Streu der Buchen beliefert, es findet aber kaum Akkumulation organischer Materialien statt, wie sie für versauerte Standorte typisch ist. Lediglich M4 hat z. T. dm-mächtige Auflagehorizonte mit makroskopisch deutlich fehlenden Merkmalen biologischer Durchmischung und gleichzeitig eine flächendeckende Ausbreitung von *Rubus fruticosus* agg. als niederliegenden dichten Teppich, in dem sich die anfallende Streu verfängt. Dies führt zu N-Vorräten von mehr als 3000 kg N·ha⁻¹ in der Humusaufgabe, die ebenfalls ein benachbartes Schlagflurprofil (S1) mit ähnlicher Vegetationsbedeckung in Feld- und Strauchschicht aufweist. Hinsichtlich der vertikalen Verteilung der Stickstoffvorräte auf die Humushorizonte bestehen zwischen den Profilen aber große Unterschiede in der Lokalisation der größten N-Mengen. Sie erreichen im Profil M4 im Oh-Horizont 2932 kg N·ha⁻¹, während im Profil S1 die größten Vorräte im Of-Horizont mit 2844 kg N·ha⁻¹ lokalisiert sind (**Tab. A 53**). Die Unterschiede können aber wegen der Störung der Standorte durch die Baumentnahme zufällig sein und sollen an dieser Stelle nicht weiter berücksichtigt werden.

Die Schwankungen in den einzelnen Humushorizonten folgen aus bereits erwähnten Gründen keinen systematischen Grundzügen. Die Vorräte weisen aber, mit Ausnahme der Vorwaldflächen, auf eine N-Anreicherung in den Humusaufgaben hin. Im Moder-Buchenwald des Sollings (ELLENBERG et al. 1986) wurde von 1966 bis 1983 eine Zunahme des N-Vorrates in der organischen Auflage von 700 auf 1300 kg N·ha⁻¹ festgestellt. Diese Werte werden mit der oben genannten Ausnahme von allen Standorttypen erreicht oder überschritten. Die mittleren N-Vorräte des gesamten Probenkollektivs erreichen mit 1394 kg N·ha⁻¹ in der Humusaufgabe noch höhere aufgeschichtete Werte als die Flächen im Solling.

Mineralboden

Ökosysteme mit Rendzinen sind durch hohe biologische Aktivität -außer in Phasen der Austrocknung- gekennzeichnet, so daß der auf der Bodenoberfläche anfallende organische Abfall rasch durch eine aktive Fauna in den Boden inkorporiert wird. Gleichzeitig weist die Wühlarbeit der diversen Bodentiere -im Gegensatz zu der wendenden und mischenden Arbeitsweise landwirtschaftlicher Bearbeitungsgeräte- einen deutlich ausgeprägten Tiefengradienten auf. Dieses Umsatzmuster spiegelt sich in der N-Verteilung des Bodens wider. Beginnend mit 3,1 mg/g N in den oberen cm nimmt die N-Konzentration bis in 90 cm Tiefe auf 0,3 mg/g ab (Kalk-Buchenwald, **Tab. A 54**). Nennenswerte N-Vorräte werden nur in den oberen 30 cm erreicht, da mit zunehmender Tiefe der Steinanteil dominiert. Von Insgesamt 6118 kg N·ha⁻¹ im Kalk-Buchenwald entfallen 4325 kg N·ha⁻¹ auf die oberen 30 cm Mineralboden (**Tab. A 53**).

Die N-Vorräte in den obersten 30 cm liegen bei den meisten Profilen zwischen 3000 und 4000 kg N·ha⁻¹. Die Tiefengradienten unterscheiden sich jedoch stark. Besonders in den mächtigeren Profilen der Parabraunerden S1, M4, V1, V2 und V3 sind die N-Vorräte im gesamten Solum relativ hoch und der Tiefengradient weniger stark als in den Rendzinen. Während in der ersten Gruppe die N-Vorräte in 30 - 90 cm Tiefe nur bei 617 kg N·ha⁻¹ liegen, erreichen die Parabraunerden in diesem Tiefensegment zwischen 1600 und 2500 kg N·ha⁻¹. Der noch in größeren Tiefen erhebliche N-Gehalt unterstreicht den makroskopischen Befund, nach welchem es sich zumindest für Teilbereiche um kolluvial verlagertes, N-reiches Material handelt und/oder im Zuge von Ionenkreislaufentkopplungen eine Verlagerung von Stickstoff durch Humusdisintegration stattgefunden hat. Insofern weisen die Parabraunerden keine typische Tiefenverteilung des Stickstoffs im Profil auf. Die Störung der Tiefengradienten durch die Hanglage fast aller Profile wird in einem Vergleich mit einem Profil in ebener Position deutlich (M3), das im Oberboden bis in 5 cm mit 4430 kg N·ha⁻¹ die größten Vorräte aufweist und auch in den Konzentrationen mit 8,9 mg/g andere Böden deutlich übertrifft (**Tab. A 53**, **Tab. A 54**). Die unterhalb von 5 cm vorzufindenden 3240 kg N·ha⁻¹ sind aber mit 42 % am Gesamtvorrat bedeutend. Als Erklärung bieten sich die relativ hohen abgestorbenen Buchenwurzeln (nicht quantifiziert) und der Vorgang der Humusdisintegration an (Kap. 6.5). Diese Prozesse werden in den meisten Profilen postuliert, aber durch die Bewegung des Materials am Hang in ihrem Ausmaß verschleiert.

Die N-Vorräte der Profile schwanken insgesamt zwischen sehr geringen (K2: 1,9 t N·ha⁻¹) und hohen Mengen (M4: 15,1 t N·ha⁻¹) im gesamten Profil. Berücksichtigt man hingegen den effektiven Wurzelraum, erreichen die Profile maximal geringe bis mittlere N-Vorräte zwischen 1,9 t N·ha⁻¹ und 10,5 t N·ha⁻¹.

6.3.3.2 Effektive Austauschkapazität (AKe)

Die prozentualen Anteile austauschbarer Kationen zeigen in den untersuchten Böden erhebliche Schwankungen. Die mittlere Basensättigung aller Proben als Summe der austauschbaren basischen Kationen Ca, Mg, K und Na variiert vertikal zwischen Oberboden und tieferen Profiltteilen (60 bis > 150 cm) von 67,5 bis 95,3 % (**Tab. 6-33**). Die relative Standardabweichung ist in unterhalb von 150 cm Tiefe mit 2,4 % wesentlich geringer als die Schwankungen der restlichen Tiefenstufen (**Tab. A 56**). Gleiches gilt für die Anteile der M_a-Kationen an der AKe mit allerdings erheblich höheren Variationskoeffizienten innerhalb der jeweiligen Tiefenstufen von über 100 % (**Tab. A 56**). Die maximalen Variationskoeffizienten der M_b-Kationen an der AKe in der Tiefe bis 60 cm werden für Kalium mit 78,8 % erreicht und liegen somit gegenüber den M_a-Kationen und den Schwermetallen deutlich niedriger (**Tab. A 56**). Dies deutet daraufhin, daß die Unterscheidung der Profile weniger auf die basischen Kationen zurückzuführen ist, sondern Unterschiede im Säurestatus und der Schwermetallbelastung zu suchen sind. Die Abweichungen des Mittelwertes vom Median resultieren aus Probenteilkollektiven mit extrem niedriger Basen- und hoher Säuresättigung und werden im wesentlichen durch Ca-, Al- und H-Ionen verursacht, die in fast allen Tiefenstufen

unterschiede der Lageparameter Mittelwert und Median von größer 10 % aufweisen (*Tab. A 56*). Insgesamt sind die Schwankungen für alle Kationen in den Tiefen 30 bis 90 cm am größten, so daß in den entsprechenden Horizonten die trennenden Prozesse im untersuchten Probenkollektiv zu suchen sind.

Tab. 6-33: Tiefenfunktion der Prozentanteile der austauschbaren Kationen bezogen auf die AKe
(Mittelwerte aller Proben, BS = Basensättigung, SS = Säuresättigung)

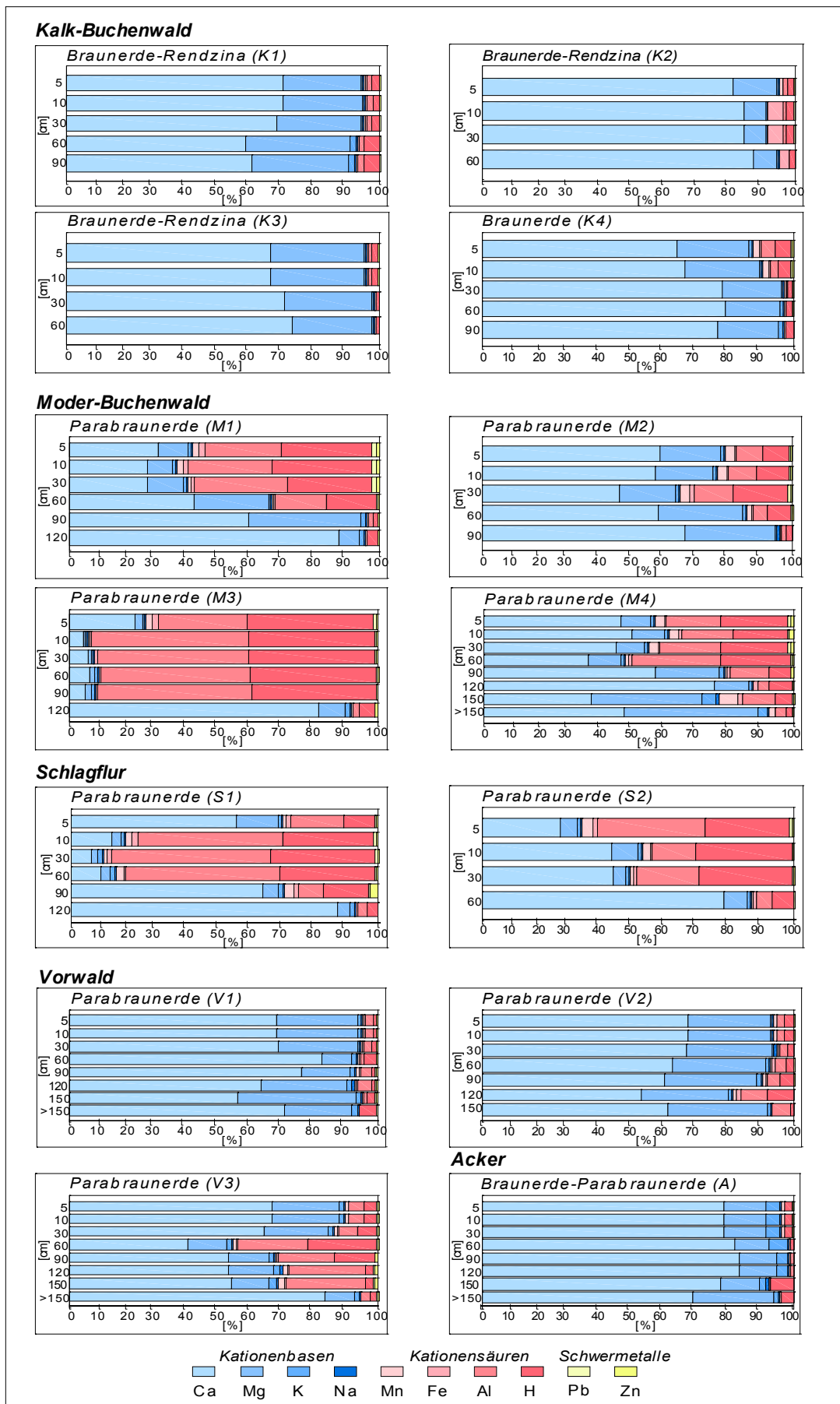
cm	n	BS	SS	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	H	Pb	Zn	Cd
[%]														
5	160	76,45	22,66	56,82	18,39	0,88	0,35	1,73	0,60	10,43	9,89	0,35	0,54	0,01
10	133	76,59	22,51	55,76	19,58	0,88	0,37	1,51	0,61	9,98	10,41	0,35	0,54	0,01
30	99	72,87	26,33	53,59	17,90	0,97	0,41	1,24	0,58	12,57	11,81	0,35	0,43	0,01
60	55	67,46	31,96	50,26	15,57	1,18	0,45	0,93	0,67	16,11	13,93	0,29	0,28	0,00
90	43	77,36	21,61	57,02	18,35	1,50	0,49	1,01	0,61	10,49	9,23	0,19	0,82	0,03
120	16	85,12	14,35	66,26	16,86	1,49	0,51	0,66	0,85	7,44	5,40	0,13	0,38	0,01
150	7	81,03	18,18	52,10	25,42	2,79	0,72	2,26	0,62	11,58	3,72	0,33	0,45	0,01
>150	9	95,27	4,98	52,10	25,42	2,79	0,72	2,26	0,62	11,58	3,72	0,33	0,45	0,01

Quelle: Eigene Erhebungen

Ein Vergleich der austauschbaren Kationen in den Profilen veranschaulicht die unterschiedliche Kationenbelegung des Austauschers (*Abb. 6-14*). Die flachgründigen Braunerde-Rendzinen und die Braunerde des Kalk-Buchenwaldes zeichnen sich im gesamten Profil durch Basensättigungen >90% aus. Dominierende Kationen sind Ca und Mg. Deutliche Unterschiede erkennt man sowohl zwischen den Profilen des Kalk-Buchenwaldes und des Moder-Buchenwaldes als auch innerhalb der letzten Gruppe. Die flachgründigeren Profile M1 und M2 erreichen in 60 cm Tiefe den Schichtwechsel oder bereits einen höheren Anteil an Kalkskelett, was in einem sprunghaften Anstieg der M_b -Kationen an der AKe deutlich wird. In den mächtigeren Parabraunerden M3 und M4 stehen der Substratwechsel und die Einflußnahme der Kalkverwitterungsrückstände auf die Zusammensetzung der Kationen wesentlich tiefer an. Außerdem sind im Profil M4 am unruhigen Verlauf der Ionenverteilung der Substrat- und Profilwechsel auszumachen (*Tab. 6-24*). Die Schlagflur wird durch zwei Profile vertreten, die die Problematik der Hangstandorte veranschaulicht. Während in S2 bereits ab 30 cm Kalke anstehen, weist S1 noch bis in 90 cm starke Versauerungstendenzen auf. In den oben besprochenen Profilen stellt sich ein Schwermetallgradient zwischen Ober- und Unterboden ein. In S1 erfolgt dagegen eine besonders starke Anreicherung in der Tiefenstufe 60 – 90 cm, die Lage der Bt-Horizonte, die translokalierte Schwermetalle adsorptiv binden und anreichern, so daß diese trotz steigender pH-Werte wegen ihrer relativ hohen Konzentrationen noch leicht austauschbar sind. Adsorptionsverhalten, Löslichkeitstendenzen und Auswirkungen auf Wurzeln und Bodenorganismen werden in Kap. 6.4.4.2 ausführlich beschrieben. Die Vorwald-Profile unterliegen wechselnden Einflüssen, die im wesentlichen durch Skelettanteil (V1, V2), Humustranslokation und Profilmächtigkeit geprägt sind. Im Unterboden besteht hier die –für Waldböden untypische- Tendenz der Zunahme von austauschbaren Kationensäuren und von Schwermetallen mit der Tiefe. Dieser Befund ist zwar in stark abgeschwächter Form auch auf dem Acker festzustellen, hier allerdings in Profiltiefen unter 150 cm, vermutlich ein Relikt alter Nutzungsformen.

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-14: Tiefenfunktion der prozentualen austauschbaren Kationenbasen und -säuren, sowie der Schwermetalle an der effektiven Austauschkapazität



In der **Tab. 6-33** und der **Abb. 6-14** konnte die Verteilung von Kationenbasen und –säuren sowie der Schwermetalle, in den **Tab. A 56** bis **Tab. A 60** die Variabilität der Werte nachvollzogen werden. Zur Komprimierung des Datenmaterials und zur Aufdeckung von Zusammenhängen zwischen den Variablen bietet sich die Faktorenanalyse an, bei der die Gehalte austauschbarer Kationen die Ausgangsparameter bilden. Anhand des Hauptkomponentenverfahrens mit orthogonaler Rotation (Kap. 5) lassen sich aus der Faktorladungsmatrix für das gesamte Probenkollektiv drei unabhängige Faktoren voneinander trennen, die 75 % der Gesamtvarianz erklären. Die ausgegliederten Faktoren können folgendermaßen erklärt werden:

Faktoren	Erklärungsanteil a. d.
<u>alle Tiefen:</u>	<u>Gesamtvarianz [%]</u>
Faktor 1: Säurezustand	36,9
Faktor 2: Nährstoffzustand	25,2
Faktor 3: Schwermetallbelastung	12,4

Dargestellt sind *Korrelationskoeffizienten*

> 0,5 zwischen den Variablen und den Faktoren. Am besten erklärt wird der **Säurezustand** durch Al und Pb mit der höchsten Korrelation für diesen Faktor. Die austauschbaren X_{Pb}^S -Gehalte sind besonders an niedrige pH-Werte gebunden, so daß X_{Pb}^S mit den Kationensäuren besonders hoch korreliert und im weiteren mit dem Faktor **Säurezustand** beschrieben wird. X_{Zn}^S und X_{Cd}^S weisen dagegen wesentlich höhere Grenz-pH-Werte auf und sind mobiler (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, Kap. 6.4.4.2). Innerhalb der folgenden Faktoren 2 und 3 haben X_{Ca}^S und X_{Mg}^S bzw. X_{Cd}^S und X_{Zn}^S die höchsten Korrelationen für den jeweiligen Faktor (**Tab. 6-34**). Diese Dreiteilung der austauschbaren Kationen wird in den unterschiedlichen Tiefenstufen durch wechselnde Dominanz der Variablengruppen modifiziert, ohne daß es zu einem wesentlichen Austausch der Originalvariablen zwischen den Faktoren kommt.

In der Tiefenstufe 0 – 5 cm, in der die ausgegliederten Faktoren 82 % der Gesamtvarianz erklären, rücken die basischen Kationen (11 %) zu Gunsten der Schwermetalle (25 %) und des Säurezustandes (46 %) in ihrer Bedeutung in den Hintergrund (**Tab. 6-34**).

Faktoren	Erklärungsanteil a. d.
<u>0 – 5 cm</u>	<u>Gesamtvarianz in [%]</u>
Faktor 1: Säurezustand	46,0
Faktor 2: Schwermetallbelastung	25,1
Faktor 3: Nährstoffzustand	11,1

Aus der stochastischen Unabhängigkeit der Faktoren **Säure-** und **Nährstoffzustand** und der ähnlichen Ladungsstrukturen von X_{Al}^S und X_{Fe}^S -Ionen geht hervor, daß der Säurepufferung durch die Freisetzung von Eisen und Aluminium –und der Bildung von Hydroxiden- trotz Überwiegen der basischen Kationen für bestimmte

Tab. 6-34: Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für das gesamte Probenkollektiv (Ladungen < 0,5 sind nicht dargestellt)

Parameter	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
X_{Al}^S	,912		
X_{Pb}^S	,888		
X_{Fe}^S	,757		
X_{H}^S	,674		
X_{Ca}^S		,858	
X_{Mg}^S		,833	
X_{Na}^S		,802	
X_{K}^S		,662	
X_{Cd}^S			,930
X_{Zn}^S			,887
X_{Mn}^S			,600

Quelle: Eigene Erhebungen, n=623

Tab. 6-35: Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für die Tiefenstufe 0 – 5 cm

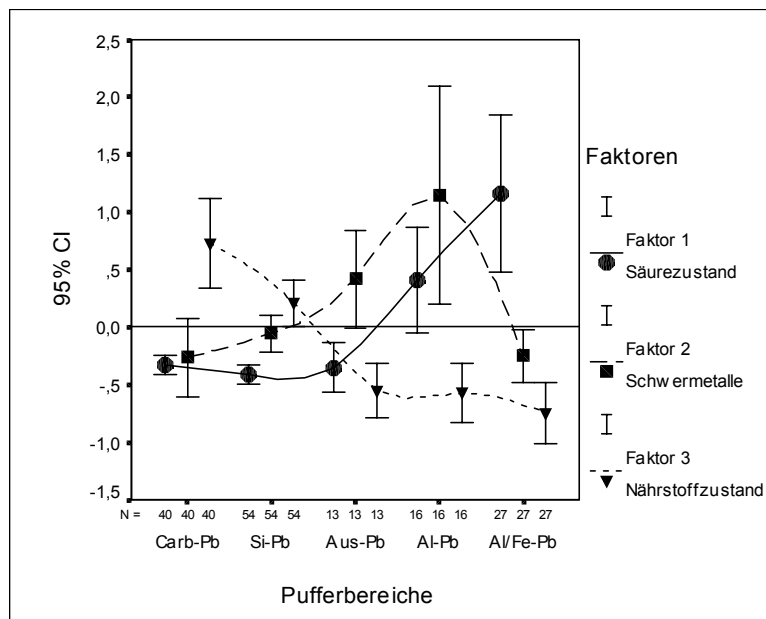
Parameter	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
X_{Al}^S	,931		
X_{Pb}^S	,921		
X_{Fe}^S	,878		
X_{K}^S	,645		,533
X_{H}^S	,636		
X_{Cd}^S		,923	
X_{Mn}^S		,786	
X_{Zn}^S	,568	,685	
X_{Na}^S		,630	,595
X_{Mg}^S			,914
X_{Ca}^S			,860

Quelle: Eigene Erhebungen

6 Ergebnisse und Interpretation

Profile eine besondere Bedeutung zugemessen werden muß. Gleichzeitig hat aber auch der nur schwer mobilisierbare austauschbare X_{pb}^S -Pool einen hohen Erklärungsanteil für diesen Faktor und kann als Hinweis für den Grad der Bodenversauerung in einigen Profilen dienen (**Tab. A 72**), da der austauschbare X_{pb}^S -Anteil mit abnehmenden pH-Werten stark ansteigt (HERMS & BRÜMMER 1980, 1984). Die Gehalte austauschbaren Kaliums weisen auf bestehende Interdependenzen zwischen den Faktoren 1 und 3 hin. Der Erklärungsanteil des Kaliums an der Gesamtvarianz in Faktor 1 ist hier vermutlich auf die Freisetzung desselben aus spezifischen Bindungsformen oder der Zerstörung der Tonminerale in stark versauerten Profilen zurückzuführen.

Abb. 6-15: 95%-Konfidenzintervall des Mittelwertes der Faktorenwerte in den Pufferbereichen in 0 – 5 cm



Quelle: Eigene Erhebungen

Die leicht mobilen austauschbaren Schwermetalle X_{Zn}^S und X_{Cd}^S erreichen zusammen mit dem ebenfalls sehr mobilen X_{Mn}^S und X_{Na}^S einen Erklärungsanteil von 25 % an der Gesamtvarianz, wobei für X_{Zn}^S und X_{Na}^S jeweils Verknüpfungen zum Nachbarfaktor bestehen. Trotz der hohen Selektivität der organischen Substanz für Ca- und H-Ionen in den Oberbodenhorizonten ist entweder ihr Erklärungsanteil gering oder die Ladungsintensität innerhalb des Faktors nur untergeordnet zu bewerten, obwohl die Ca-Einträge durch Stäube mit der Gesamtdeposition (Kap. 6.2.4.2) sowie der Nachlieferung aus der Mineralisation der organischen Auflagehorizonte und der daraus resultierenden austauschbaren X_{Ca}^S -Gehalten die der Kationensäuren und der Schwermetalle bei weitem übersteigt (**Tab. 6-11 und Tab. 6-16**). Daß sich dieser Befund in den oberen 5 cm bemerkbar macht, deutet auf die besondere Bedeutung des Aluminiums als Puffersubstanz hin. Die Ca-Einträge und deren spezifische Bindung an humose Bodenaustauscher führen dazu, daß auf besonders stark versauerten Profilen trotz pH-Werten im Al/Fe-Pufferbereich der austauschbare X_{Ca}^S -Anteil bezogen auf die AKe noch 20 bis 25 % beträgt (S2, M1, M3), dann in der nächsten Tiefenstufe aber auf unter 10 % abfällt (S1, M3). Die Ausprägung der Faktorwerte in den Pufferbereichen weist auf die Bedeutung der sauren Kationen und der Schwermetalle in der Tiefenstufe bis 5 cm hin (**Abb. 6-15**). Ein hoher positiver Faktorwert steht für die Wirksamkeit der in diesem Faktor zusammengefaßten Elementvariablen, d.h. je höher die Faktorwerte sind, desto stärker ist die entsprechende Variablengruppe im jeweiligen pH-Bereich ausgeprägt. In den Al- und Al/Fe-Pufferbereichen dominieren die beiden ersten Faktoren **Säurezustand** und

Schwermetallbelastung mit den höchsten Faktorwerten, die im Mittel über +1 liegen. Lediglich im Al/Fe-Pufferbereich verliert die Schwermetallkomponente mit dem Absinken des Faktorwertes auf -0,2 an Bedeutung. Dies erklärt sich aus der zunehmenden Mobilität und Auswaschung, insbesondere des Cd, in den unteren pH-Bereichen (**Tab. A 72** bis **Tab. A 74**). Diese Entwicklung läuft parallel mit dem Verlust von Bodenfestsubstanz durch Tonmineralzerstörung in Al- und besonders Al/Fe-Pufferbereichen. Gleichzeitig bestehen zwischen dem austauschbaren X_{Zn}^S und dem Faktor 1, in dem X_{Pb}^S eine hohe Korrelation aufweist, Interdependenzen. Diese Verbindung der **Schwermetallbelastung** mit dem **Säurezustand** wird auch in den übrigen Tiefenstufen bis 60 cm deutlich und in den Unterböden tiefer 60 cm werden, mit Annäherung an die geogen mit Schwermetallen belasteten Kalke und dem Nachlassen des Säureinflusses, die austauschbaren X_{Pb}^S , X_{Zn}^S , und X_{Cd}^S -Gehalte in einem Faktor zusammengefaßt (**Tab. 6-37**).

Bis in die Tiefe von 30 cm haben Kationensäuren und Schwermetalle den größten Erklärungsanteil an der Gesamtvarianz (**Tab. 6-35**). Erst im Unterboden zwischen 30 und 60 cm dominieren die basischen Kationen und die stochastische Unabhängigkeit der Faktoren **Säurezustand** und **Schwermetallgehalte** wird undeutlicher. Der Säurezustand wird in zwei Faktoren getrennt. In dieser Tiefenstufe wird die Gesamtvarianz durch vier Faktoren erklärt:

Faktoren	Erklärungsanteil a. d. Gesamtvarianz [%]
30 – 60 cm	
Faktor 1: Nährstoffzustand	32,1
Faktor 2: Säurezustand	23,0
Faktor 3: Schwermetallgehalte	13,2
Faktor 4 Säurezustand	9,8

Tab. 6-36: Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für die Tiefenstufe 30 – 60 cm

Parameter	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
X_{Na}^S	,897			
X_{Mg}^S	,896			
X_{Ca}^S	,852			
X_{K}^S	,776			
X_{Al}^S		,875		
X_{Pb}^S		,849		
X_{Mn}^S		,706		
X_{Cd}^S			,928	
X_{Zn}^S			,854	
X_{H}^S				,728
X_{Fe}^S				,703

Quelle: Eigene Erhebungen

Im humusärmeren Unterboden der Tiefenstufen 60 - 90 und 90 - 120 cm treten die Schwermetalle in den Vordergrund. In dieser Tiefenstufe wird das Probenkollektiv von 50 % der Profile repräsentiert. Es zeigt sich hier die Kombinationswirkung tiefreichender Bodenversauerung in den Profilen S1, M3 und M4 bzw. der Freisetzung von Schwermetallen aus den geogen belasteten Kalken. Dies trifft sowohl für die bereits genannten Profile als auch für V1, V2, V3 und K4 zu. Die Faktorladungsmatrix ist im folgenden beispielhaft für die Tiefenstufe 60 – 90 cm dargestellt:

Faktoren	Erklärungsanteil a. d. Gesamtvarianz in [%]
60 – 90 cm	
Faktor 1: Schwermetallgehalte	41,4
Faktor 2: Nährstoffzustand	23,8
Faktor 3: Säurezustand	9,6

Tab. 6-37: Faktorladungsmatrix der austauschbaren Kationen für die Tiefenstufe 60 – 90 cm

Parameter	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3
X_{Zn}^S	,974		
X_{Cd}^S	,973		
X_{Mn}^S	,963		
X_{Pb}^S	,794		
X_{K}^S	,716	,618	
X_{Na}^S		,879	
X_{Mg}^S		,854	
X_{Ca}^S		,654	
X_{Al}^S			,840
X_{H}^S			,681
X_{Fe}^S			<,5

Quelle: Eigene Erhebungen

von Schwermetallen als auch von basischen Kationen als dominierende Prozesse ausschlaggebend. Für einige Profile stammt der größte Teil der durch Verwitterung freigesetzten M_b -Kationen bereits aus den anstehenden Kalken (K1, K4, M2, S2). Die Kationensäuren und X^S_H -Ionen sind in dieser Tiefenstufe nur von untergeordneter Bedeutung, da sie in der Regel einen deutlichen Tiefengradienten im Zuge der Pedogenese vom Ober- zum Unterboden entwickeln und gleichzeitig die vorübergehende Freisetzung von Kationensäuren als Folge von Versauerungsschüben in kurzen Zeiträumen durch Carbonatlösung und/oder basische Kationen abgepuffert werden kann.

6.3.3.3 Bodenreaktion

Einen Überblick über die Häufigkeitsverteilung der pH-KCl-Werte in den Tiefenstufen gibt die **Tab. 6-38** wieder.

Tab. 6-38: Prozentuale Häufigkeitsverteilung der pH-KCl-Werte differenziert nach Tiefenstufen (angegeben sind die Klassenuntergrenzen)

Horizonte Tiefe [cm]	n	pH-KCl-Werte											Pufferbereiche				
		>7,0	6,4	6,2	5,8	5,4	5,0	4,6	4,2	3,8	3,4	3,0	Carb.	Si.	Aus.	Al	Al/Fe
5	159	2,5	8,8	15,1	13,2	14,5	6,9	4,4	4,4	10,1	15,1	5,0	26,4	34,6	8,8	10,1	20,1
10	132	3,8	9,8	15,2	13,6	12,1	6,8	3,8	4,5	9,8	15,9	4,5	28,8	32,6	8,3	9,8	20,5
30	95	7,4	7,4	18,9	8,4	13,7	4,2	2,1	4,2	17,9	14,7	1,1	33,7	26,3	6,3	17,9	15,8
60	50	26,0	6,0	4,0	8,0	4,0	4,0	6,0	6,0	20,0	16,0		36,0	16,0	12,0	20,0	16,0
90	34	14,7	14,7	11,8	8,8	8,8	8,8		2,9	14,7	14,7		41,2	26,5	2,9	14,7	14,7
120	13	23,1	15,4	15,4	15,4				15,4	15,4			53,8	15,4	15,4	15,4	0,0
150	7	14,3	14,3	14,3	14,3					28,6	14,3		42,9	14,3	0,0	28,6	14,3
180	7	57,1	14,3		14,3			14,3					71,4	28,6	0,0	0,0	0,0

Quelle: Eigene Erhebungen

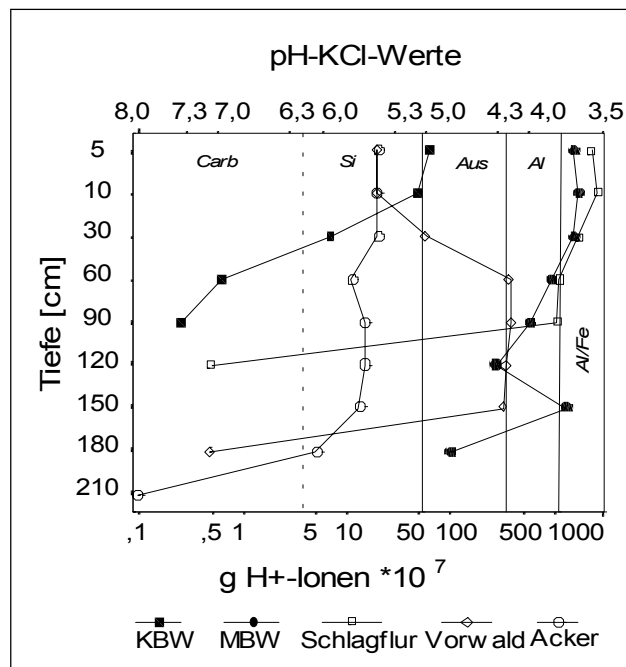
Das Probenkollektiv ist in allen Tiefenstufen deutlich zweigeteilt. Mehr als 60% der pH-Werte im Mineralboden befinden sich im Carbonat- und Silikat-Pufferbereich mit einer deutlichen Verschiebung der Anteile zu pH-Werten über 6,2 mit der kontinuierlichen Abnahme der Proben im Silikat-Pufferbereich und zunehmender Profiltiefe. Gleichzeitig lassen sich bis in 90 cm Tiefe immer noch ca.1/3 der Proben dem Aluminium- oder Aluminium/Eisen-Pufferbereich zuordnen. Der pH-Tiefengradient ist – bei der Betrachtung des gesamten Probenkollektivs- nur undeutlich ausgebildet, was in erster Linie auf die große Variabilität in der Solummächtigkeit der Profile zurückzuführen ist, die bei einem Tiefenstufenvergleich teilweise zur Verschneidung von Profildbereichen unterschiedlicher Prozeß- und Pufferdynamik führt.

Betrachtet man die Profile innerhalb der Standorttypen, ändert sich diese Verteilung (**Abb. 6-16**). Der Kalk-Buchenwald erreicht im Oberboden bis in 10 cm Tiefe im Mittel die Untergrenze des Silikat-Pufferbereiches (pH 5). Gleichzeitig ist auch in dieser Variante eine hohe pH-Variabilität im Oberboden nachzuweisen, die von pH 6,2 (K1) bis pH 5,1 (K4) reicht. Die Standorttypen Moder-Buchenwald und Schlagflur verlassen erst unterhalb von 60 cm den Al/Fe-Pufferbereich. Unterhalb von 90 cm verhalten sie sich wegen der wechselnden Solummächtigkeit signifikant unterschiedlich (**Abb. 6-16**). Weiterhin verringert sich das Probenkollektiv zunehmend und in Tiefenstufen unterhalb von 90 cm Tiefe werden die Werte nur noch von fünf Waldprofilen (M4, V1-V3) und dem Acker repräsentiert. Letzterer verläßt bis in 180 cm Tiefe den Silikat-Pufferbereich nicht; erst mit dem Erreichen des Kalkverwitterungsmaterials steigen die pH-Werte über 8 an. Besonders die Profile des Vorwaldes zeichnen nicht den für Waldstandorte charakteristischen pH-Tiefengradienten nach, sondern weisen mit zunehmender Profiltiefe abnehmende pH-Werte auf, die vom Silikat-Pufferbereich im Oberboden an die Grenze Austausch-/Aluminium-Pufferbereich absinken und erst unterhalb von 150 cm Tiefe den Neutralbereich überschreiten. Während die carbonathaltigen Böden des Kalk-Buchenwaldes den Silikat-Pufferbereich nur selten verlassen, verzeichnen die

Profile des Moder-Buchenwaldes und insb. der Schlagflur deutliche pH-Tiefengradienten, allerdings mit bereits fortgeschrittener Bodenversauerung bis in 90 cm Tiefe, und befinden sich im Oberboden meist im Al/Fe-Pufferbereich. Bemerkenswert ist die kleinräumige Variabilität der pH-Werte im untersuchten Probenkollektiv sowohl in als auch zwischen den Profilen (*Abb. 6-17*).

Übersteigen die Abweichungen zwischen den Intervallgrenzen der Pufferbereiche in den oberen 5 cm Tiefe nur selten eine pH-Stufe, vergrößert sich die Spannweite in 90 cm in Extremfällen auf bis zu drei pH-Stufen. Die Ursache liegt in der heterogenen Substratschichtung im Untergrund und höheren Kalkanteilen in diesen Profiltiefen. Insgesamt ist dabei die räumliche Variabilität im Untersuchungsgebiet wesentlich höher als der Jahresgang der pH-Werte, der in der *Abb. 6-17* mit 13 Probennahmeterminen (Ausnahme M3 und A) berücksichtigt wurde. Die Streuungen werden im wesentlichen durch Extremwerte verursacht, was aus der Darstellung der 95%-Konfidenzintervalle hervorgeht.

Abb. 6-16: Tiefenfunktion mittleren H⁺-Ionenkonzentrationen und der pH-Werte der Standortstypen



Die pH-H₂O-Werte liegen sowohl im Ober- als auch im Unterboden ca. 0,4 – 1,4 pH-Stufen über den pH-KCl-Werten, bei niedrigeren pH-Niveaus in den oberen 5 cm übersteigt die maximale H⁺-Ionen-Differenz die der unteren 90 cm um mehr als das Vierfache (0,7 und 0,14 mmol H⁺-Ionen). Die Differenzen zwischen den aktiven H-Ionen (mmol/l) bei Messung in KCl und H₂O haben ihre Ursache in austauschbar gebundenen Kationensäuren (Al, Mn, Fe), die mittels Salzzugabe in die Bodenlösung gelangen und durch Hydrolyse die aktive H-Ionenmenge erhöhen. Die Hydrolyse von Al-Ionen wird durch folgende Reaktionsgleichung beschrieben:

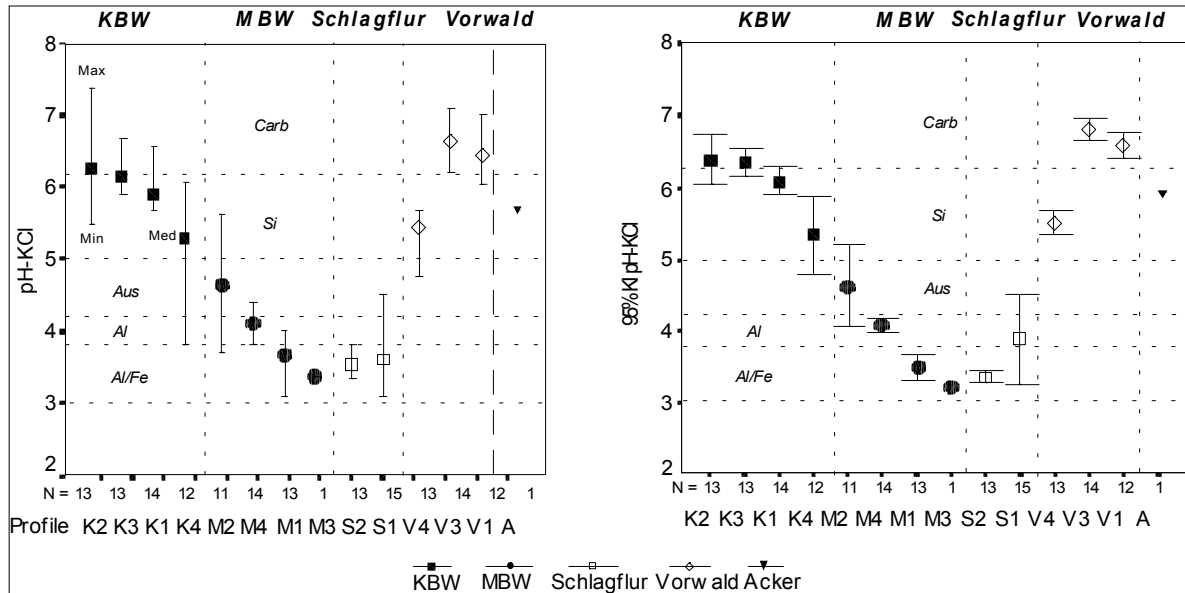


Die aktiven H⁺-Ionen nehmen in den Profilen zunächst unterhalb der Ah-Horizonte zu. Dies betrifft insbesondere die stark versauerten Al-Horizonte der Parabraunerden. Mit Annäherung an die "Unteren Plattenkalke" und dem damit verbundenen pH-Anstieg verschwinden die Unterschiede in den pH-H₂O und –KCl-Werten (*Abb. 6-18*). Die Wirkung der Kationensäuren ist dabei eng mit der Höhe des pH-Wertes verknüpft. Unterhalb eines pH-KCl-Wertes von ca. 4,5

steigen die austauschbar gebundenen Al-Ionen sprunghaft an (**Abb. 6-18**).

Abb. 6-17: Variabilität der pH-Werte innerhalb der Profile in 5 cm Tiefe

(für 13 Probennahmetermine, dargestellt sind die Minima, Maxima und Median sowie die 95% Konfidenzintervalle (KI) des Medians der pH-Werte der Profile für 13 Entnahmetermine, M3 und A: Einzelwerte, Pufferbereiche: Carb: Carbonat-, Si: Silikat-, Aus: Austauscher-, Al: Aluminium-, Al/Fe: Aluminium-Eisen-Pufferbereich)



Quelle: Eigene Erhebungen

6.3.3.4 Pufferkapazität

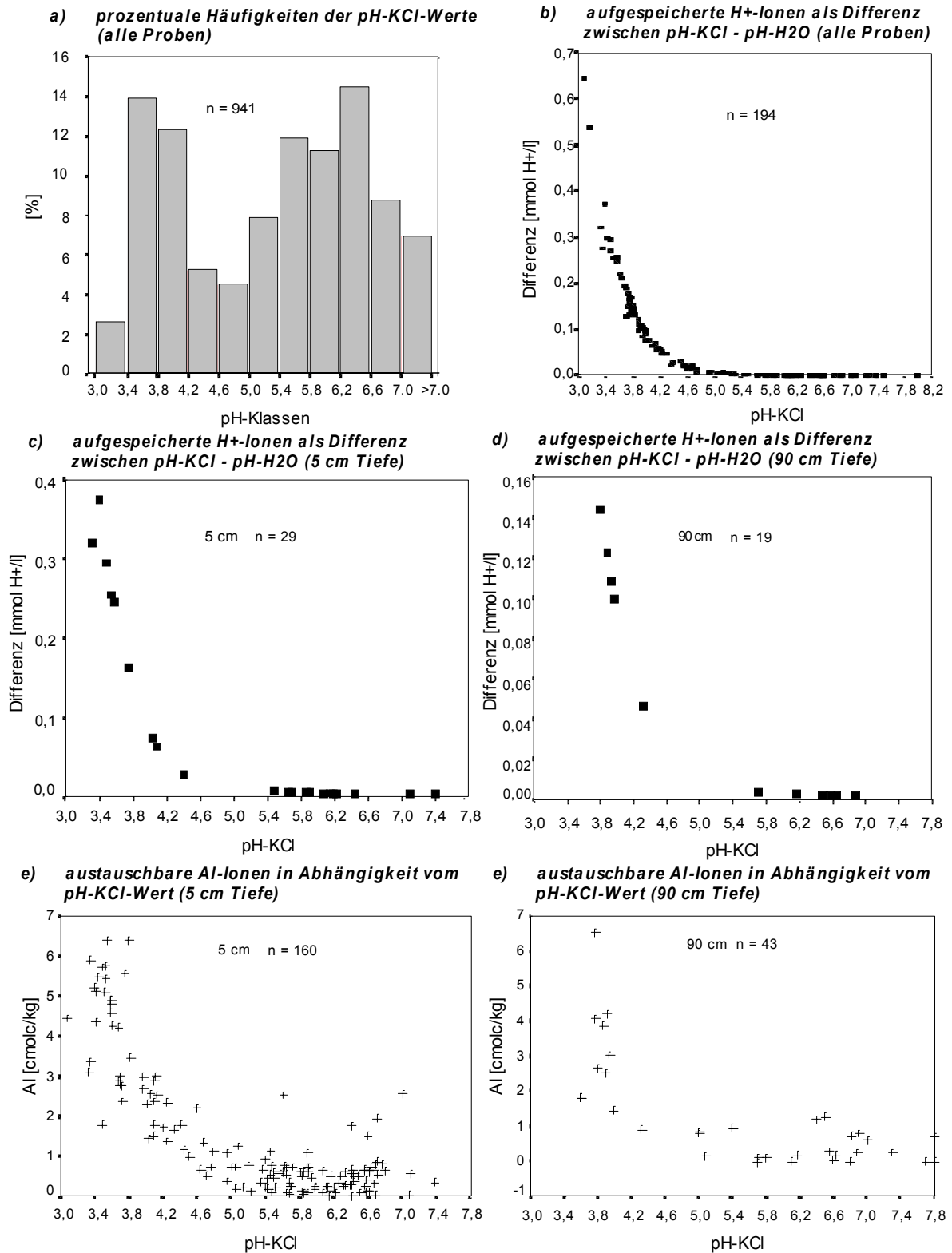
Während der pH-Wert des Bodens als Intensitätsgröße für die Säurestärke steht, ist die Pufferkapazität eine Kapazitätsgröße, die angibt wieviel Säuremenge ein Boden zu neutralisieren vermag, bis ein festgesetzter pH-Wert erreicht ist. Als Grenz-pH wurden pH = 4 und pH = 3 definiert. Es werden weiterhin die Begriffe $SNK_{4,2}$ (Säureneutralisationskapazität für Ziel-pH-4,2) und SNK_3 verwendet. Die Säuremenge, die dem Boden hinzugefügt werden muß um die jeweiligen pH-Werte zu erreichen, wird in $mol\ H^+ \cdot kg^{-1}$ angegeben. Das verwendete Verfahren, in welchem dem Boden gestaffelte Mengen HCl zugesetzt werden, erfaßt mit der angegebenen Schütteldauer und der Beschränkung auf HCl als wirksame Säure die wahren komplexen Zustände im Boden nur annähernd. Es kann aber als Orientierung dienen.

Die Pufferkapazitäten der Oberböden (Ah-Horizonte, 0–5 cm Tiefe) weisen auf eine deutliche Trennung des Probenkollektivs hin. So können die Ah-Horizonte des Kalk-Buchenwaldes bis zu $1,6\ mol\ H^+ \cdot kg^{-1}$ fast komplett abpuffern. Lediglich K1 sinkt bei starker Säurezugabe von Carbonat- in den Austauscher-Pufferbereich ab (**Abb. 6-19**). Je geringer die Pufferkapazität des Bodens desto schneller verläßt er seinen Pufferbereich oder anders ausgedrückt: es kommt zu Veränderungen im pH-Wert. Die in **Abb. 6-19** dargestellten Tiefenfunktionen der pH-Werte verdeutlichen an der horizontalen Spreizung der Linien die Größenordnung der Abweichung vom Ausgangszustand. Diese ist um so größer, je geringer die Elastizität des Bodens hinsichtlich der Protonenpufferung ist. Die Kalk-Buchenwaldprofile (K3, K4) verlassen –abgesehen von K1- trotz der Zugabe von $1,6\ mol\ H^+ \cdot kg^{-1}$ den Silikat-Pufferbereich nicht und die Braunerde K4 verbleibt beispielsweise unterhalb von 30 cm im Carbonat-Pufferbereich.

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-18 a bis f: Charakterisierung des Aciditätsstatus' im Bodenkompartiment

(a: Häufigkeitsverteilung [%] der pH-KCl-Werte und b: Zusammenhang der Differenz der H^+ -Ionenkonzentration zwischen potentieller (pH-KCl) und aktueller Acidität (pH- H_2O) des gesamten Probenkollektivs sowie c und d: in 5 und 90 cm Tiefe und dem pH-KCl-Wert; e und f: Beziehung zwischen den austauschbar gebundenen Aluminium-Ionenäquivalenten [$cmol_c \cdot kg^{-1}$] und dem pH-KCl-Wert in den Tiefen 5 und 90 cm)

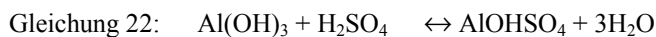
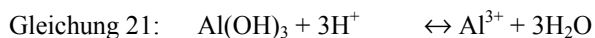


Quelle: Eigene Erhebungen

Vollständig anders stellt sich die Situation in den Profilen der übrigen Varianten dar. Die Ausgangs-pH-Werte liegen im Austausch-Pufferbereich (pH-H₂O) und sinken bis in den Eisen-Pufferbereich ab. Diese Entwicklung ist in den mächtigeren Lößprofilen (M4, S1) bis in 60 cm Tiefe festzustellen. Erst mit dem Erreichen des Schichtwechsels unterhalb von 90 cm Tiefe nimmt die Pufferkapazität sprunghaft zu und die Böden befinden sich wieder im Silikat- bzw. Carbonat-Pufferbereich. Die flachgründigeren Profile (M1, S2) erreichen diese Pufferbereiche bereits in 60 cm Tiefe. Besonders gravierend, aber wegen der logarithmischen Darstellung nicht auffällig ist der starke pH-Abfall in den Tiefenstufen 10 - 30cm. Der Humusgradient und die starke Versauerung in den Al-Horizonten führen hier zu den niedrigsten Pufferkapazitäten. Dies trifft teilweise auch für die Bt-Horizonte zu. In den oberen 5 cm wird die pH-Absenkung durch die puffernde Wirkung der organischen Substanz gebremst, in den IIBt-Horizonten durch den Ton- und Carbonatgehalt der Proben.

Der Protonenangriff auf die Bodenfestschubstanz hat in den mittleren Tiefenstufen vermutlich die Auflösung von Aluminiumsulfaten und Al-Hydroxo-Komplexen hervorgerufen. Erstere stammen u.a. aus den durch saure Deposition eingetragenen Sulfationen aus der Schwefelsäure (Gleichung 22), die zusammen mit Aluminium aus Versauerungsprozessen ausgefällt wurden (Gleichung 21). Unter diesen Bedingungen ist die Bildung von amorphen Al-Hydroxy-Sulfaten möglich (Gleichung 23). Die Reaktion verläuft über die Adsorption von H₂SO₄ durch polymere Al-Hydroxo-Kationen, die negative Ladungen der Tonminerale neutralisieren. Die freigesetzten Sulfationen erkennt man an hohen Sulfatkonzentrationen im Bodenwasser des Untersuchungsgebietes.

Zusätzlich haben aus Al-Hydroxo-Komplexen und Aluminiumsulfaten freigesetzte Al³⁺-Ionen eine Protonenproduktion zur Folge:

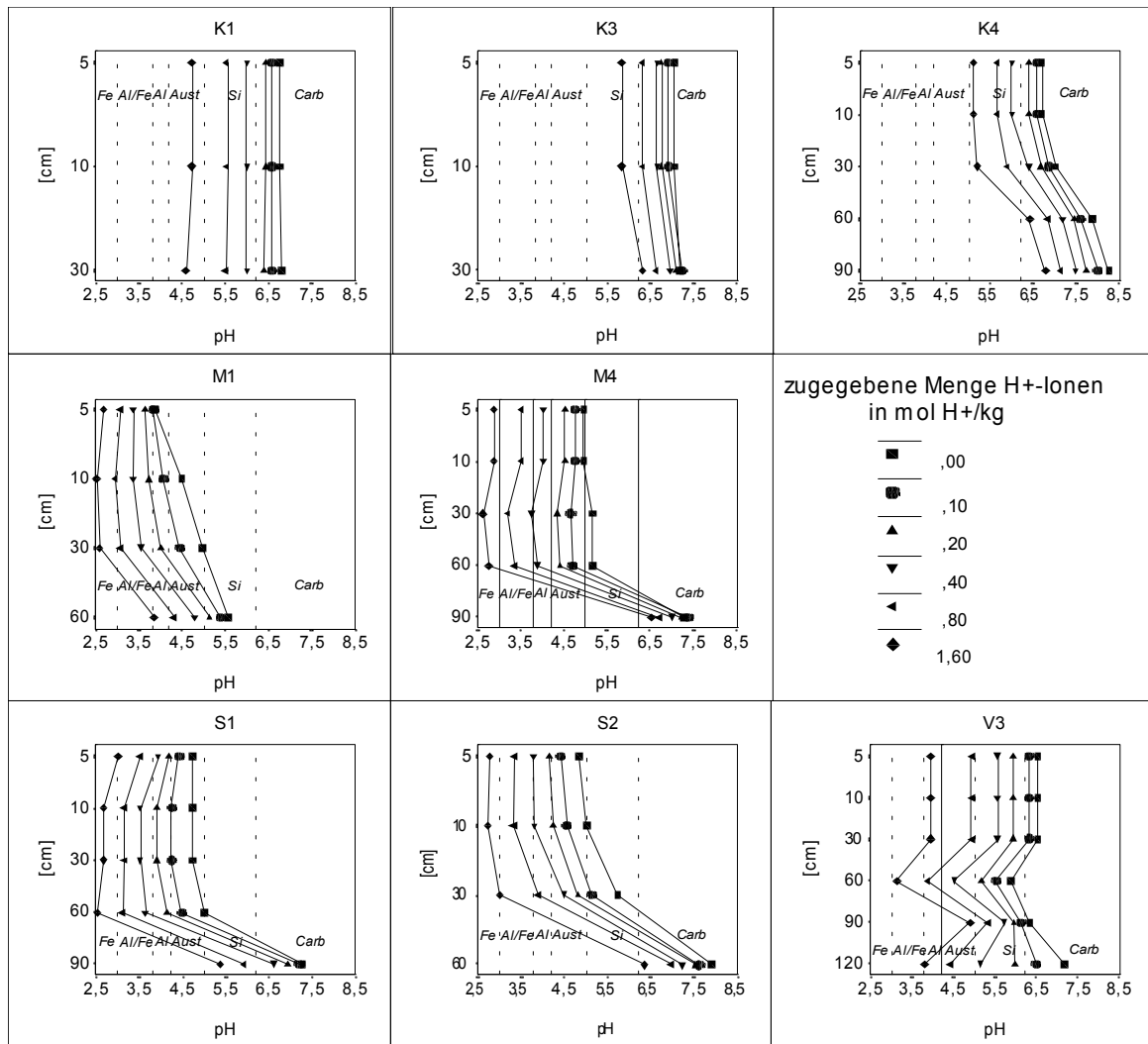


Im Zuge der depositionsbedingten Bodenversauerung haben die Böden an Säureneutralisationskapazität verloren und gleichzeitig eine Basenneutralisationskapazität aufgebaut, die einer äquivalenten Kalkmenge zur Erreichung eines Ziel-pH-Wertes entspricht.

Die Profile des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur weisen auch schon bei niedriger zugesetzten H⁺-Ionenkonzentrationen einen Überschuss an ungepufferten H-Ionen in der Bodenlösung auf. Die SNK_{4,2} wird in den Profilen M4 und S1 bereits bei 0,5 bzw. 0,3 mol H⁺·kg⁻¹ in 0 - 5cm erreicht; in den darunter folgenden Tiefen bereits früher (0,13 bzw. 0,15 mol H⁺·kg⁻¹). Die Regressionslinien liegen für beide Profile bis in 60 bzw. 90 cm Tiefe sehr eng zusammen (**Abb. 6-20**); im gesamten Lößprofil ist somit eine durchgehende Versauerungsfront in diesen Tiefen festzustellen (Kap. 6.4.1), die zu einem steilen Abfallen der Pufferkurve führt und unterhalb derer es zum Wechsel der Puffersubstanzen kommt.

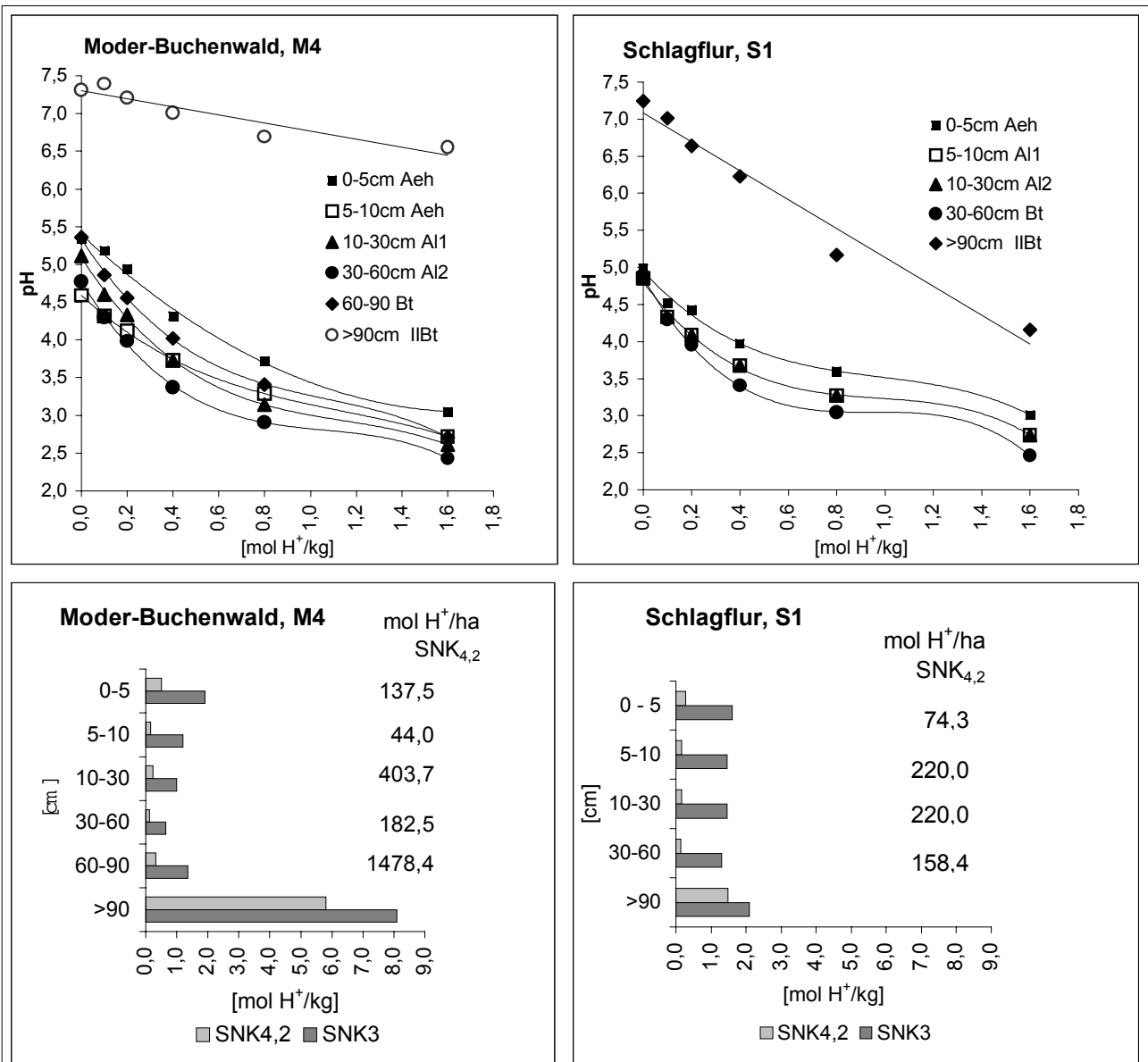
6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-19: Tiefenfunktion der pH-Werte ausgewählter Profile nach gestaffelter Säurezugabe



Quelle: Eigene Erhebungen

Abb. 6-20: Pufferkurven und SNK-Werte im Moder-Buchenwald und der Schlagflur



Funktionen, r^2 , SNK_{4,2} und SNK₃ der Tiefenstufen der Profile M4 und S1 des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur

Moder-Buchenwald

Tiefe cm	Funktion	r^2	SNK _{4,2} mol H ⁺ /kg	SNK ₃
0-5	$y = -0,0121x^3 + 0,856x^2 - 2,8043x + 5,3968$	0,9951	0,5	1,9
5-10	$y = -0,5554x^3 + 1,9071x^2 - 2,7984x + 4,5903$	0,9998	0,2	1,2
10-30	$y = -1,0622x^3 + 3,6554x^2 - 4,6786x + 5,0885$	0,9988	0,2	1,0
30-60	$y = -1,3976x^3 + 4,444x^2 - 4,9968x + 4,773$	0,9993	0,1	0,7
60-90	$y = -1,1452x^3 + 3,6953x^2 - 4,6212x + 5,3342$	0,9993	0,3	1,4
>90	$y = 0,3864x^2 - 1,1578x + 7,4051$	0,9655	5,8	8,1

Schlagflur

Tiefe cm	Funktion	r^2	SNK _{4,2} mol H ⁺ /kg	SNK ₃
0 - 5	$y = -1,0824x^3 + 3,185x^2 - 3,5366x + 4,9483$	0,9930	0,3	1,6
5-10	$y = -1,4598x^3 + 4,267x^2 - 4,3805x + 4,8038$	0,9966	0,2	1,5
10-30	$y = -1,4598x^3 + 4,267x^2 - 4,3805x + 4,8038$	0,9966	0,2	1,5
30-60	$y = -2,129x^3 + 6,0597x^2 - 6,7493x + 4,8658$	0,9991	0,1	1,3
>90	$y = -1,9463x + 7,0906$	0,9701	1,5	2,1

y=pH, x= gestattete Sauremengen in [mol H⁺ kg⁻¹]

Nach BREEMEN et al. (1986) ist die Bodenversauerung als Verlust von SNK definiert. Die Bodenversauerung ist Folge der fortgesetzten Zufuhr von Protonen, die eine Abnahme des austauschbaren Basenvorrates induzieren, was eine zunehmende Belegung des Austauschkomplexes mit Kationensäuren zur Folge hat. Basenverluste in Waldböden während der letzten Jahrzehnte als Folge atmosphärischer Säureeinträge sind von HILDEBRAND (1986), HALLBÄCKEN (1992), ULRICH et al. (1989a) und ZEJSCHWITZ (1985) beschrieben worden.

Berechnet man die oben beschriebenen SNK-Werte auf die Fläche ($\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1}$) um, ergibt sich ein relativ breites Spektrum an noch vorhandenen Pufferreserven in Abhängigkeit von Ausgangssubstrat und Carbonatgehalt im Boden. So weisen die Kalk-Buchenwaldstandorte wegen des anstehenden Kalkes kaum durch Protonendeposition und interne Säureproduktion aufbrauchbare Vorräte an Puffersubstanzen auf. Es besteht jedoch die Gefahr der Versauerung in Mikrokompartimenten, da die Säuredeposition, die über den Bestand abgepuffert wird, die Versauerung an die Rhizosphäre weitergibt und es hier zu starken pH-Absenkungen kommen kann (MEIWES & BEESE 1988).

Bei den in der Gesamtd deposition bestimmten Säureeinträgen von $2,14 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ wird eine Pufferkapazität von $21,4 \text{ mmol H}^+ \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ benötigt. In den Altwaldbeständen muß für die Profile des Moder-Buchenwaldes von Überschreitungen der Pufferkapazität ausgegangen werden. Berücksichtigt man die interne Protonenproduktion (Tab. 6-39 und Tab. 6-40), erreicht der Oberboden der Schlagflur nach ca. 57 Jahren die H^+ -Ionenmenge, die der $\text{SNK}_{4,2}$ ($0,24 \text{ mol H}^+ \cdot \text{kg}^{-1}$) entspricht.

Tab. 6-39: *Spannweite der jährlichen Rate der Protonenbelastung durch Entkopplung des Ionenkreislaufes und durch Eintrag in mitteleuropäischen Waldökosystemen*

Prozeß	Rate $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$	Wirkung im Boden
Vorindustrielle saure Deposition	< 0,1	-
Auswaschung von Hydrogencarbonaten	0 – 20	Basenverarmung, Gewässeralkalinität
Akkumulation von Biomasse (Zuwachs) in Baumhölzern	(hohe Werte in der kalkhaltigen Bodenlösung) 0,1 – 1,3	Basenverarmung
Auswaschung von Nitraten (Humusdisintegration)	0 – 4	Säureakkumulation im Wurzelraum
Akkumulation von Auflagehumus	0 – 2	Basenverarmung
Auswaschung organischer Anionen (Podsolierung)	0 – > 2	Säureakkumulation im Oberboden
Saure Deposition (Kryptopodsolierung)	1 – 8	Säureakkumulation im Boden und Sickerwasserleiter, Grundwasserversauerung.

Quelle: ULRICH (1989c)

Tab. 6-40: *Säurebelastung bzw. Basenentzug im Unterboden lassen sich auf vier Ursachen zurückführen*

Prozeß	Pufferrate $\text{kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$
Basenaufnahme zur Neutralisierung der in den Blättern abgepufferten sauren Deposition (mehr als 50% der eingetragenen Säuredeposition kann bereits in den Blättern abgepuffert werden)	1 – 2
Basenaufnahme in die Streu bei gehemmter Streuzersetzung oder fehlender Durchmischung durch Bodenwühler (räumliche Entkopplung des Ionenkreislaufes)	1
Basenaufnahme in den Zuwachs	0,5 – 1
Stickstoff-Vorratsabbau	bis 2

Quellen: RASTIN & ULRICH (1985, 18), ULRICH (1986b, 710)

6.3.4 Stoffdynamik im Sickerwasser

Die Sickerwässer wurden im Untersuchungsgebiet von Juni 1996 bis Juli 1997 analysiert. In der Tab. 6-41 sind die Jahresmittel der Elementkonzentrationen und Intensitätsparameter differenziert nach Standorttypen für diesen Zeitraum aufgeführt. Aufgrund der unterschiedlichen, auf den Bodenchemismus einflußnehmenden, vorherrschenden Standortfaktoren der Untersuchungsflächen erfolgt die Darstellung und Beschreibung der Elementzusammensetzung des Sickerwassers der untersuchten Böden zusammengefaßt für die Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald und dort, wo es angebracht erscheint, um die Auswertung einzelner Profile ergänzt (Kap. 6.3.4.1 bis Kap. 6.3.4.4). Die Variabilität im Jahresverlauf und die Schwankungen der Sickerwasserkonzentrationen der Elemente sind aus den Tab. A 61 bis Tab. A 65 zu entnehmen. Eine zusammenfassende Darstellung unter Berücksichtigung der oberirdischen Sickerwasserspense und der Elementgehalte am Austauscher erfolgt in Kap. 6.3.5).

Die Zusammensetzung der Bodenlösung wird sowohl zur Beurteilung der Qualität eines Pflanzenstandortes (KREUTZER 1981, MATZNER & HETSCH 1981, ROST-SIEBERT 1983, 1985, HEYN 1989, HÜTTL 1991, ULRICH 1994a) als auch zur Bestimmung der Intensität von Versauerungsprozessen (MATZNER & CASSENS-SASSE 1984, BÜCKING et al. 1986, DIETZE 1985, DIETZE & ULRICH 1985, BREDEMEIER 1987, CASSENS-SASSE 1987, FEGER 1993a, MATSCHULLAT et al. 1994, ZYSSET et al. 1995, ULRICH 1997) herangezogen.

Ihre chemische Zusammensetzung und die Konzentration der im Bodenwasser gelösten Stoffe ist in erster Linie abhängig von den Konzentrationen und Raten der Einträge mit den Niederschlägen und Kronentraufen (SCHIMMING 1991). Es bestehen enge Wechselbeziehungen zwischen der Lösungs- und Feststoffphase im Boden. Diese sind wiederum von einer Vielzahl verschiedener Einflußfaktoren abhängig. Es sind vor allem Austausch-, Auflösungs-, Ausfällungs- und sonstige Mobilisierungs-Immobilisierungsreaktionen mit der Bodenfestphase einschließlich der organischen Substanz, welche die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung weiterhin beeinflussen. Die Intensität dieser Prozesse wird durch die Kontaktzeit zwischen Lösungs- und Festphase, die Reaktionsgeschwindigkeit und durch das Angebot an potentiellen Austauschern mit nennenswerter Austauschkapazität des jeweiligen Bodens bestimmt. Im natürlich gelagerten Boden wirken als Austauscheroberflächen nur die vom Sickerwasser umströmten bzw. benetzten Aggregate und Poren. Deren Ionenbelegung geschieht durch diffusen Nahtransport aus dem Aggregatinneren bzw. aus Zonen stationären Bodenwassers entlang eines chemischen Gradienten oder durch Resorption aus der Bodenlösung. Die Austauschreaktionen werden durch den Sättigungszustand der Lösung bestimmt, so daß es bei Übersättigung zu Resorptionen und Ausfällungsreaktionen kommen kann (VEERHOFF et al. 1996, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Die Konzentration und der Anteil der im Sickerwasser gelösten Substanzen sind sowohl starken räumlichen wie auch zeitlichen Schwankungen ausgesetzt. Stoffe können durch mikrobielle Umsetzung organischer Substanz, Mineralisierung und Stoffzufuhr mit dem Grund- und Hangzugwasser in die Bodenlösung eingebracht werden. Auch aus externen Quellen wie beispielsweise Deposition oder Düngung können der Bodenlösung feste oder gelöste Stoffe zugeführt werden. Durch saisonal bedingte Faktoren wie Temperatur, Niederschlagsereignisse und Vegetation werden die Schwankungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung zusätzlich verstärkt. Durch Resorption an die Bodenfestphase, Pflanzenaufnahme, Ausfällungen und durch Sickerwasserabfluß kommt es zur Abfuhr von Stoffen aus der Bodenlösung. Die Bodenlösung befindet sich folglich in einem Fließgleichgewicht, welches durch die oben genannten Faktoren und die möglichen Reaktionen sämtlicher gelösten Substanzen untereinander und mit der Bodenfestphase bestimmt wird. Je nach Verweildauer der Bodenlösung an einer bestimmten Profilposition kommt es in Abhängigkeit von der Schnelligkeit der ablaufenden Reaktionen zur Einstellung eines echten chemischen Gleichgewichts (VEERHOFF et al. 1996).

Tatsächlich wird aber das Gleichgewicht der Bodenlösung permanent durch die oben aufgeführten Faktoren gestört. Die Mikrokompartimentierung des Bodens trägt aufgrund seiner unterschiedlichen Aggregation und Porenraumbildung zusätzlich zur Entstehung chemischer Ungleichgewichte bei. Dies führt zur Ausbildung starker kleinräumiger Differenzen hinsichtlich der Zusammensetzung der Bodenlösung. Diese variiert sowohl mit zunehmender Tiefe als auch in nebeneinander gelagerten Profilmereichen sehr stark.

Die elektrolytische Leitfähigkeit des Bodensickerwassers der Standorte zeigt aufgrund ihrer Abhängigkeit von der Konzentration und Wertigkeit der dissoziierten Ionen in der Bodenlösung ähnlich den Konzentrationen von Ca, K, Mg und Na ein Maximum im Unterboden. Lediglich der Moder-Buchenwald weicht von dieser Regel ab, da die Tiefen 45 und 70 cm von einem Profil (M4) mit insgesamt niedrigeren Leitfähigkeitswerten bestimmt werden (**Tab. A 61** und **Tab. A 63**). Die mittleren elektrolytischen Leitfähigkeiten schwanken im Oberboden von 101,54 von der Schlagflur bis 272,17 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Vorwald. Die Konzentrationen der M_b -Kationen Ca und Mg

6 Ergebnisse und Interpretation

schwanken zwischen 0,37 und 0,27 in der Schlagflur und zwischen 1,57 und 0,67 meq·l⁻¹ im Vorwald. (**Tab. 6-41**). Höhere Mg-Konzentrationen des Kalk-Buchenwaldes gegenüber dem Vorwald sind auf den höheren Dolomitisierungsgrad zurückzuführen. Dieser Befund wird in den erheblich höheren X^L_{Mg}[%]-Anteilen des Mg an der Kationensumme der Bodenlösung im Kalk-Buchenwald mit 44,8 % und mit 30,9 % im Moder-Buchenwald – beide mit einem Dolomitisierungsgrad von 100 %- deutlich und setzt sich im Unterboden fort. Unterhalb von 35 cm wird der Moder-Buchenwald nur von einem Profil repräsentiert (M4), das in räumlicher Nachbarschaft zu der nicht dolomitierten Schlagflur liegt. Entsprechend niedriger ist hier der X^L_{Mg}[%]-Anteil in 35 cm von 20,95 (Schlagflur) bis 24,6 % (Vorwald). Auffällig sind die hohen Ca-Konzentrationen im Sickerwasser des Vorwaldes, die mit 1,57 meq·l⁻¹ im Oberboden bis 2,28 meq·l⁻¹ im Unterboden in vergleichbarer Größenordnung mit dem Kalk-Buchenwald (1,07 bis 2,45 meq·l⁻¹) liegen und wegen des geringeren Dolomitisierungsgrades mit 62,8 X^L_{Ca}[%] in 0 - 10 und 70 X^L_{Ca}[%] in 35 cm Tiefe um 20 % höhere Anteile als im Kalk-Buchenwald haben. Die Variationskoeffizienten der Leitfähigkeit nehmen mit der Tiefe entsprechend der geringeren jahreszeitlichen Variabilität der Gehalte an Mg, Ca und Na ab (**Tab. A 61** bis **Tab. A 65**).

Von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) werden für K Konzentrationsbereiche in Bodenlösungen aus Waldböden von 0,3 bis 50 mg·l⁻¹ (=0,008 bis 1,29 µeq·l⁻¹) angegeben. Die mittleren K-Konzentrationen des Sickerwassers von annähernd allen untersuchten Varianten liegen damit im unteren Bereich dieser als normal geltenden Schwankungen (**Tab. 6-41**).

Tab. 6-41: Jahresmittel der Elementkonzentrationen der Elemente und Intensitätsparameter in der Bodenlösung (Angaben in [meq·l⁻¹])

Tiefe [cm]	Kalk-Buchenwald			Moder-Buchenwald					Schlagflur			Vorwald		
	10	20	35	10	20	35	45	70	10	20	35	10	20	35
Leitfähigk. [µS/cm]	235,23	480,71	484,71	142,95	227,15	397,68	203,86	225,93	101,54	86,05	121,62	272,17	340,22	340,86
pH	7,24	7,52	7,82	4,58	5,86	7,69	5,61	5,39	5,49	5,46	5,30	7,00	7,41	7,37
H ⁺ *)	0,06	0,03	0,02	26,30	1,38	0,02	2,45	4,09	3,24	3,47	5,01	0,10	0,04	0,04
NO ₃ -N	0,40	1,60	0,91	0,10	0,11	0,11	0,05	0,03	0,05	0,06	0,25	0,05	0,07	0,05
SO ₄ ²⁻ S	-	-	-	1,12	0,47	0,03	-	-	1,02	0,57	0,06	1,01	0,39	0,52
Cl ⁻	-	-	-	0,20	0,17	0,16	-	-	0,13	0,15	0,16	0,13	0,14	0,15
Al ³⁺ *)	16,67	0,00	0,00	162,22	80,00	0,00	96,67	76,22	94,44	82,22	110,00	58,89	0,00	0,00
Mn ²⁺ *)	1,46	0,00	1,46	21,13	5,46	0,73	6,62	14,35	5,83	4,01	38,25	1,82	10,93	0,00
Zn ²⁺ *)	1,83	1,22	1,22	13,15	11,62	1,22	5,97	6,78	4,89	5,20	5,50	1,22	1,53	1,22
Fe ³⁺ *)	5,51	3,22	3,22	5,55	5,37	4,12	3,22	6,44	5,64	4,56	5,64	3,04	0,90	0,00
NH ₄ -N	0,10	0,13	0,08	0,06	0,07	0,08	0,11	0,05	0,10	0,06	0,10	0,11	0,09	0,10
Ca ²⁺	1,07	2,08	2,45	0,31	0,77	1,78	0,83	0,91	0,37	0,32	0,33	1,57	2,12	2,28
Mg ²⁺	1,07	2,18	2,25	0,34	0,83	1,91	0,47	0,47	0,27	0,20	0,19	0,67	0,68	0,80
K ⁺	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,04	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
Na ⁺	0,11	0,15	0,16	0,15	0,16	0,19	0,22	0,21	0,08	0,09	0,11	0,06	0,07	0,08
* Σ Kationen	2,38	4,55	4,95	1,09	1,94	3,97	1,74	1,75	0,97	0,79	0,92	2,50	2,98	3,27
* Σ M _a -Kationen *)	25,53	4,48	5,92	228,35	103,84	6,09	114,93	107,88	114,04	99,46	164,41	65,07	13,39	1,27
Ca/M _a -Kationen	41,91	465,38	414,25	1,34	7,43	291,57	7,20	8,39	3,28	3,23	2,02	24,08	157,98	1797,75
* Aziditätsgrad [%]	1,12	0,10	0,12	22,11	5,54	0,16	7,03	6,34	13,07	13,63	20,08	2,73	0,46	0,04
mol K/ mol Ca	0,015	0,008	0,005	0,036	0,018	0,009	0,017	0,018	0,194	0,149	0,143	0,022	0,009	0,005
* X ^L _{Ca} [%]	44,91	45,76	49,52	27,96	39,70	44,69	47,55	51,73	38,69	40,62	36,23	62,79	71,10	69,68
* X ^L _{Mg} [%]	44,77	47,97	45,37	30,94	42,69	48,13	26,94	26,66	27,46	25,08	20,95	26,85	22,76	24,62
* X ^L _{Al} [%]	0,70	0,00	0,00	14,84	4,12	0,00	5,56	4,35	9,76	10,40	12,01	2,36	0,00	0,00

* X^L_x [%]: Anteile des Ions x an der Kationensumme der Bodenlösung

* Σ M_a-Kationen : Summe der M_a-Kationen

* Aziditätsgrad [%] : $\frac{[H^+] + \sum_x [M_a^{x+}]}{[H^+] + \sum_x [M_a^{x+}] + \sum_x [M_b^{x+}]} * 100$ (ULRICH 1997)

*) [µeq/l]

Quelle: Eigene Erhebungen

6.3.4.1 Kalk-Buchenwald

Die Sickerwasserkonzentrationen der Kalk-Buchenwaldstandorte sind durch die hohen pH-Werte in allen Tiefenstufen geprägt. Die niedrigen H^+ -Ionenkonzentrationen bewirken die geringe Freisetzung von Al-, Fe-, Mn- und Zn-Ionen. Die Ca- und Mg-Konzentrationen nehmen mit der Tiefe zu und stehen im Zusammenhang mit der Carbonatauflösung. Umgekehrt verhalten sich die K-Konzentrationen in den Profilen. Dies ist Resultat der K-armen Plattenkalke, die bei der Carbonatauflösung nur geringe K-Mengen freigeben. Insgesamt liegt für Kalium eine starke Wurzel Aufnahme vor, da die über die Kronentraufe eingetragenen K-Konzentrationen um mehr als den Faktor 10 über den Konzentrationen im Ah liegen. Möglicherweise ist der Kreislauf des Kaliums über Blattauswaschung, Streufall und überwiegende Wurzel Aufnahme in den oberen 10 cm sehr eng, da die austauschbaren Gehalte ebenfalls extrem niedrige Werte annehmen und im Gegensatz zum löslichen Kalium mit der Tiefe zunehmen. Extrem niedrige K/Ca-Molverhältnisse (**Tab. 6-41**) sind vermutlich für K-Mangel der Buchen verantwortlich, da insbesondere die K-Aufnahme durch hohe Ca-Gehalte in der Bodenlösung dieser Standorte behindert wird. Durch den als K/Ca-Ionenantagonismus bekannten Mechanismus kommt es auf K-armen Standorten durch die Erhöhung der Ca-Gehalte in der Bodenlösung zu einer relativ geringen Verfügbarkeit von K und zu eventuellem K-Mangel für die Pflanze (HÜTTL 1991, 92). Weiterhin wird angenommen, daß erhöhte Säureinträge infolge von Säureneutralisationsprozessen, die auf diesem Standortstyp als Carbonatauflösung zu hohen Ca-Konzentrationen führen, zu einer zusätzlichen Erhöhung der Ca-Aktivität im Rhizosphärenbereich beitragen. Demzufolge wäre auf diesen Standorten aufgrund des K/Ca-Ionenantagonismus sowohl mit einer weiteren Hemmung der K-Aufnahme der Pflanzen zu rechnen als auch mit einer zusätzlichen Verschärfung des K-Mangels (HÜTTL 1991). In Böden existieren in der Regel steile Gradienten der Konzentrationen und damit auch der Pflanzenverfügbarkeit von Ionen zwischen Aggregatoberflächen und -innenbereichen. Dies bedeutet, daß die diffuse Nachlieferung von Ionen im wassergefüllten Intraaggregatporensystem mit der Abschöpfung an der Aggregatoberfläche durch Wurzel Aufnahme oder Lösung nicht schritthalten kann. Beim Kalium ist diese dynamisch induzierte mikroskalige Heterogenität vergleichsweise hoch, da es bei abnehmender Kaliumsättigung der Austauscher im Vergleich zu anderen Ionen überproportional der selektiven Bindung in den Aggregaten unterliegt und die Nachlieferung aus dem Aggregatinneren verzögert wird (HILDEBRAND 1994). Verstärkt wird dieser Effekt bei der saisonbedingten oder einer räumlich induzierten Austrocknung. Bei guter Wasserversorgung der Böden werden die Aggregatinnenbereiche gut durchfeuchtet und die Nachlieferung von Nährelementen kann mit dem Verbrauch durch Pflanzen und mit versauerungsbedingten Austrägen schritthalten. In Trockenjahren bricht die Ionenversorgung der Wurzeln zusammen, da das Intraaggregatporensystem partiell austrocknet. Eine solche Wasserhaushaltsabhängigkeit ist besonders beim Kalium zu beobachten (v. WILPERT 1997) und kann auf den edaphisch trocknen Rendzinen den Kaliummangel verschärfen.

Somit ist für diesen Standortstyp, und dieser Befund gilt für fast alle Profile im Untersuchungsgebiet, zum einen von geringer K-Freisetzung aus den Kalken auszugehen, zum anderen ist der Mechanismus des Ionenantagonismus zwischen K und Ca sowie eine durch mikroskalige Heterogenität induzierte und durch selektive Festlegung verstärkte Immobilität, für eine reduzierte K-Aufnahme der Pflanzen verantwortlich.

Für Natrium dürfte die mit zunehmender Tiefe ansteigende Konzentration auf die Diskriminierung bei der Wurzel Aufnahme zurückzuführen sein. Die Profile weisen in allen Tiefenstufen hohe Nitratkonzentrationen auf. Der überwiegende Teil des mit der Kronentraufe zugeführten Ammoniums ist bereits im Ah nitrifiziert (78%), ein Trend, der sich mit der Tiefe verstärkt (91 und 90 %). Gleichzeitig ist im Sickerwasser der Braunerde (K4) in 20 und 40 cm Tiefe die Nitratkonzentration erheblich höher als die mit der Kronentraufe zugeführte Konzentration. Die für dieses Profil vorliegenden hohen mittleren Konzentrationen als auch die

6 Ergebnisse und Interpretation

Extremwerte von $67,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in 20 cm bzw. $68,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in 35 cm Tiefe deuten auf ein Ungleichgewicht in Mineralisationsgeschwindigkeit und Wurzelaufnahme hin. Da die Durchwurzelung unterhalb von 40 cm stark abfällt, besteht bei den Waldstandorten vermutlich der Trend zur Nitratauswaschung, insb. nach dem Einsetzen von Mineralisationsschüben durch die Wiederbefeuchtung des Bodens nach vorangegangener Trockenperiode (**Tab. A 68** und **Tab. A 69**). Vergleicht man die N_{min} -Konzentrationen der Profile in Tiefen $> 10 \text{ cm}$, befinden sich im Sickerwasser des Kalk-Buchenwaldes die mit Abstand höchsten N_{min} -Konzentrationen bei einem Nitrifikationsgrad von 90 %, gefolgt von den Parabraunerden des Moder-Buchenwaldes ($> 80 \%$) (**Tab. 6-42** sowie **Tab. A 67** und **Abb. A 1**).

Tab. 6-42: Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser des Kalk-Buchenwaldes (K1 bis K4) und der Elementkonzentrationen im Bestandes- und Freilandniederschlag

	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	pH	H [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Ca	Mg [$\mu\text{g}/\text{l}$]	K	Na	
Braunerde-Rendzinen								
Freilandniederschlag	41,10	5,45	12,2	0,85	0,20	0,68	0,90	
K1: 0-10 cm	225,88	7,06	0,09	19,22	12,24	0,25	1,37	
Kronentraufe								
K2: 0-10 cm	155,65	7,02	0,10	16,51	1,88	0,55	3,23	
K3: 0-10 cm	203,51	7,53	0,03	17,65	11,49	0,22	2,64	
Braunerde K4								
0-10 cm	388,47	7,85	0,02	32,56	25,67	0,27	2,74	
25 cm	480,71	7,52	0,03	41,76	26,53	0,34	3,37	
40 cm	484,71	7,82	0,01	49,15	27,29	0,25	3,70	
	Al	Fe	Mn	Zn [$\mu\text{g}/\text{l}$]	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{SO}_4\text{-S}$	Cl
Braunerde-Rendzinen								
Freilandniederschlag					1,78	1,87	1,40	2,12
K1: 0-10 cm	0,15	0,07	n.n.	0,04	0,97	3,16	-	-
Kronentraufe								
K2: 0-10 cm	n.n.	0,07	0,05	0,13	3,67	6,23	-	-
K3: 0-10 cm	n.n.	0,14	0,03	0,04	0,95	4,27	-	-
Braunerde K4								
0-10 cm	n.n.	0,13	0,04	0,03	1,03	9,02	-	-
25 cm	n.n.	0,06	n.n.	0,04	2,26	22,36	-	-
40 cm	n.n.	0,06	0,04	0,04	1,43	12,68	-	-

- nicht bestimmt, n.n nicht nachweisbar

Quelle: Eigene Erhebungen

6.3.4.2 Moder-Buchenwald

Nach vollkommener Entkalkung und starker Versauerung im Ah-Horizont weisen die Parabraunerden des Moder-Buchenwaldes M1 und M2 einen ausgeprägten Tiefengradienten der M_b -Kationen Ca und Mg zwischen 0–10 cm und dem Unterboden auf, der von der elektrolytischen Leitfähigkeit nachgezeichnet wird (s. **Tab. 6-32**). Hinsichtlich der Ca-Konzentrationen bestehen aber bereits in den Ah-Horizonten zwischen M1 und M2 erhebliche quantitative Unterschiede, die sich in einem Verhältnis von fast 3:1 zugunsten von M2 ausdrücken. Wesentliche Diskrepanzen bestehen weiterhin zwischen den H^+ -Ionenkonzentrationen, die in M1 um den Faktor 10 höher liegen und sich somit beide Standorte um eine pH-Stufe unterscheiden. Vollkommen anders stellt sich die Situation im Profil M4 dar, in dem bezüglich Ca- und Mg-Konzentrationen kein Tiefengradient, mit niedrigen Konzentrationen im Oberboden und einer Zunahme im Sickerwasser der tieferen Profilbereiche festzustellen ist, sondern in den Al-Horizonten (Al1 und Al2) ein leichter Rückgang bei beiden Elementen, mit dem Überschreiten des Ca-Niveaus des Oberbodens ($15,17 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und Annäherung an die Bt-Horizonte ($16,59$ und $18,16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in 45 bzw. 70 cm Tiefe) stattfindet (**Tab. 6-32** und **Tab. A 63**). Die Mg-Konzentrationen im Profil M4 erreichen allerdings die in den Profilen M1 und M2 im Unterboden anzutreffenden Werte von $18,18$ und $27,75 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nicht. In diesem Befund spiegelt sich vermutlich die räumliche Trennung der Waldstandorte M1, M2

und M4 wider. Der Dolomitierungsgrad des Ausgangsgesteins ist im Profil M4 wegen der räumlichen Nähe zur Schlagflur wesentlich geringer. So führt möglicherweise im Profil M2 die in der Tiefe fortschreitende Verwitterung zur Lösung residual angereicherter dolomitischer Carbonatfraktionen und setzt somit Ca und Mg frei, während deren Konzentration in tieferen Profiltteilen durch die Lösung der aus dem Ausgangsgestein stammenden Gehalte gesteuert wird (s. **Tab. 6-32**). Im Gegensatz dazu ist das Profil M4 bis in 90 cm Tiefe komplett entkalkt und eine Nachlieferung von M_b -Kationen erfolgt entweder aus dem Speicher der Silikatverwitterung, der organischen Substanz in der Humusaufgabe oder durch den Bestand passierenden Wasser. Die Herkunft und Zusammensetzung der oberirdischen Stoffflüsse unterscheiden sich deutlich von M1, das im Stammfußbereich mit 0,5 m Entfernung vom Stamm in einer Baumfußschürze liegt. Als Konsequenz sind die Jahresmittelwerte der eingetragenen bzw. im Bodensickerwasser gemessenen H^+ -Ionenkonzentrationen in M1 deutlich höher sowie die Zufuhr von Erdalkalitionen mit $2,36 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ geringer als in den Profilen M2 mit $2,92 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und gemischter Zufuhr (Stamm- und Kronentraufe = Bestandesniederschlag), sowie $3,47 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in M4, das über die Kronentraufe versorgt wird. Neben den differenzierten Eintragsarten über den Bestandesniederschlag, spielt ein weiterer, in dieser Arbeit nicht quantifizierter Aspekt, eine Rolle. M1 und M2 werden von keiner Humusaufgabe bedeckt, während M4 zusammen mit K4 die mächtigsten Humusaufgaben im Untersuchungsgebiet aufweist.

Die Stickstoffkonzentrationen im Bodenwasser der Parabraunerden des Moder-Buchenwaldes schwanken zwischen $4,78$ und $8,74 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in 0 - 10 cm Tiefe und steigen mit zunehmender Tiefe auf > 9 bzw. $> 10 \text{ mg/l}$ in 35 cm an. Bei einem Nitrifizierungsgrad von $> 90 \%$ ist somit fast ausschließlich $\text{NO}_3\text{-N}$ von der Verlagerung aus dem Oberboden betroffen.

Die Konzentrationen überschreiten die von KREUTZER (1983) und WEIGER (1986) in sauren ungedüngten Waldböden gefundenen N_{min} -Gehalte im Sickerwasser von $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ deutlich. Das Jahresmittel des Standorts M4 weist zwar deutlich geringere N_{min} -Konzentrationen im Sickerwasser des gesamten Profils auf als die übrigen Moder-Buchenwaldprofile, doch ist die Durchwurzelungsintensität mit < 5 Feinwurzeln/ dm^2 in 70 cm Tiefe bereits so gering, daß vermutlich $> 3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ Stickstoff den Wurzelraum verlassen und eine potentielle Gefährdung des Grundwassers hinsichtlich einer Nitratbelastung darstellen. Der Befund der hohen N_{min} -Konzentrationen im Bodenwasser deckt sich mit den kurzfristig mobilisierbaren N_{min} -Gehalten im Mineralboden bis in 90 cm Tiefe (**Abb. 6-40**).

Die Modifizierung der Sickerwasserspense durch den Bestand, die Qualität der Humussubstanz und somit die Aktivität der mineralisierenden Bodenorganismen führen in den Waldprofilen zu einer deutlich abgestuften Ausprägung der N_{min} -, Ammonium- und Nitratkonzentrationen sowie des Nitrifizierungsgrades in den verschiedenen Profiltiefen. Die mittlere N_{min} -Konzentration nimmt in allen Profilen mit zunehmender Profiltiefe zu. Der Nitrifizierungsgrad ist mit Ausnahme von M4 in 0 – 10 cm mit ca. 90 % in den Profilen M1 und M2 am höchsten und übersteigt den Ammoniumanteil auch in den tieferen Profiltpartien deutlich. Die Nährstoffversorgung, H^+ -Ionenaktivität und Mächtigkeit der Humusaufgaben ist aber für die Waldstandorte nicht als alleiniges Gliederungskriterium maßgebend. Die Braunerde-Rendzinen weisen, trotz ausreichender Basenversorgung und geringen H^+ -Ionenkonzentrationen wesentlich niedrigere Nitrifizierungsgrade als die im Oberboden saureren Moder-Buchenwaldprofile M1 und M2 auf. Es ist schon seit längerem bekannt, daß auch in stark versauerten Böden erhebliche Nitrifikationsleistungen stattfinden (ZÖTTL 1956, 1958, 1960a - d, 1965, RUNGE 1965, 1970, 1971, 1974a und b, BÜCKING 1970, 1972). In den Untersuchungen der Böden eines Sauerhumus-Buchenwaldes im Rahmen des Solling-Projektes wurden selbst bei pH-Werten um 3 noch Nitratbildungen in größerem Ausmaß festgestellt (RUNGE 1974a, ELLENBERG et al. 1986). Bei den im Vergleich mit diesen Sauerhumus-Böden wesentlich geringeren Protonenkonzentrationen muß die Ursache für die geringere Nitrifikationsrate der Braunerde-Rendzinen eine andere sein. Denn negativ auf den Umsetzungsprozeß der organischen Substanzen wirkt sich in den

flachgründigen Profilen die Austrocknung aus. Diese ist während des Sommers in oben genannten Böden ausgeprägter, als in den mächtigeren Profilen und neben der Profilmächtigkeit von der Sickerwasserzufuhr über den Stammabfluß bei M1 und M2 abhängig. M1 und M2 weisen zwar im Oberboden deutlich niedrigere pH-Werte auf als die Braunerde-Rendzinen und M4, doch die ausreichende Wasserzufuhr über den Stammablauf wirkt der Austrocknung entgegen. Diese Böden verfügen über die höchsten Nitratumsetzungsraten in 0 - 10cm Tiefe (**Tab. A 68** und **Tab. A 69**).

Die Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser des Mineralbodens von M1 überschreiten die Einträge über den Bestand um das achtfache, den Stammablauf um das fünffache, mit in der Tiefe abnehmender Tendenz. Als Schwefelquelle kann neben dem Bestandeseintrag der Boden oder das Ausgangsgestein fungieren. Die anstehenden „Unteren Plattenkalke“ verfügen zwar über einen gewissen Anteil organischer Beimengungen („Stinkkalke“), aus anderen Untersuchungen ist jedoch bekannt, daß der Tiefengradient vom Ober- zum Unterboden durch die Aufspeicherung von Sulfat in der organischen Substanz (FISCHER 1986), in B-Horizonten sorbiert (FARRELL et al. 1984) oder in Form von Aluminium-Hydroxosulfaten erfolgen kann (PRENZEL 1983). Diese Prozesse führen im Allgemeinen zu einer Absenkung der Schwefelkonzentration im Profil, was im Sickerwasser der untersuchten Böden allerdings nur mit Einschränkung der Fall ist (s. Kap.6.3.5).

Tab. 6-43: Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser der Profile M1, M2 und M4 des Moder-Buchenwaldes und des Elementeintrages durch oberirdische Stoffflüsse (BN, KR, ST)

	Leitfähigkeit [µS/cm]	pH	H [µg/l]	Ca	Mg [mg/l]	K	Na
Parabraunerde M1							
Stammabfluß	101,60	5,36	9,40	1,83	0,53	5,51	2,58
0-10 cm	141,88	4,32	47,32	3,28	3,47	0,25	3,74
20 cm	110,71	5,56	2,75	5,95	2,77	0,36	3,22
35 cm	343,84	7,72	0,02	30,49	18,18	0,16	4,57
Parabraunerde M2							
Bestandesniederschlag	89,4	5,61	5,70	2,26	0,66	4,33	2,37
0-10 cm	143,95	5,26	5,48	9,32	4,76	0,17	3,61
20 cm	324,19	7,37	0,04	24,46	16,99	0,34	4,72
35 cm	451,53	7,66	0,02	40,71	27,75	0,26	4,03
Parabraunerde M4							
Kronentraufe	77,70	6,32	2,00	2,69	0,78	3,15	2,16
0-10 cm	170,98	6,43	0,37	15,17	7,49	0,25	3,31
20 cm	150,06	6,50	0,32	12,42	6,52	0,15	3,29
35 cm	178,82	6,08	0,82	13,62	5,3	0,58	4,67
45 cm	203,86	5,61	2,46	16,59	5,70	0,28	4,98
70 cm	225,93	5,39	4,09	18,16	5,67	0,32	4,87

	Al	Fe	Mn	Zn [mg/l]	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SO ₄ -S	Cl
Parabraunerde M1								
Stammabfluß					3,66	3,59	10,18	7,07
10 cm	2,02	0,04	0,99	0,51	0,60	7,24	53,88	6,94
20 cm	0,72	0,11	0,19	0,70	1,40	8,43	33,56	6,04
35 cm	n.n.	0,08	0,02	0,04	1,21	7,99	22,79	5,84
Parabraunerde M2								
Bestandesniederschlag					3,57	3,93	7,06	6,47
10 cm	0,75	0,06	0,17	0,34	0,75	7,99	-	-
20 cm	n.n.	0,08	0,03	0,06	1,59	8,79	-	-
35 cm	n.n.	0,06	0,03	0,04	1,06	9,26	-	-
Parabraunerde M4								
Kronentraufe					3,47	4,26	3,93	5,87
10 cm	0,80	0,21	0,05	0,18	1,92	2,86	-	-
20 cm	0,52	0,11	0,03	0,16	1,18	2,54	-	-
35 cm	0,96	0,09	0,04	0,18	1,95	3,60	-	-
45 cm	0,87	0,06	0,18	0,20	1,89	3,14	-	-
70 cm	0,69	0,12	0,39	0,22	0,91	2,14	-	-

- nicht bestimmt, n.n nicht nachweisbar

Quelle: Eigene Erhebungen

Die X_{Ma}^{L} - und X_{Zn}^{L} -Ionen unterliegen in den Profilen M1 und M2 einer eindeutigen tiefenabhängigen Verteilung, die z. B. beim X_{Al}^{L} zu nicht nachweisbaren Konzentrationen unter 20 cm führt. M4 zeichnet eine Konzentrationsdepression in den mittleren Tiefenstufen für die genannten Ionen mit einem Anstieg über die Oberboden-Konzentrationen mit zunehmender Profiltiefe nach.

6.3.4.3 Schlagflur

Die Zusammensetzung der Sickerwasserkonzentration der Parabraunerden der Schlagflur S1 und S2 wird durch die Einträge über den Freilandniederschlag, durch Pflanzenentzug und aufgrund der stark variierenden Solummächtigkeit von Lösungs- und Verwitterungsvorgängen aus dem entkalkten Löß in dem mächtigeren Profil (S1) sowie durch die zusätzliche Carbonatauflösung im nur 38 cm tiefen Profil S2 beeinflusst. Die Variabilität in der Solummächtigkeit führt bei vielen Elementen zu gegenläufigen Tiefengradienten der Konzentrationen. Charakteristikum der Schlagflurflächen sind die z.T. flächenhaft fehlenden Humusaufgaben und die kleinräumige Anhäufung derselben in kleineren Hohlformen durch die Dynamik an den stark geneigten Hängen. Die Probenentnahmestellen dieser Profile sind frei von Humusaufgaben; die Stoffeinträge werden über den Niederschlag (FN=ND) gesteuert. Die **Tab. 6-44** zeigt die mittlere Konzentration der Bodenlösung in drei Tiefenstufen und der Einträge durch den Freilandniederschlag.

Die direkten H^+ -Ioneneinträge, die unmittelbar den Waldboden erreichen, sind auf diesen Flächen wesentlich höher als in den Waldbeständen, da die Pufferung durch das Kronendach der Buchen im wesentlichen entfällt. Die Stoffeinträge entsprechen in etwa Freilandbedingungen. Die Gesamtbelastung ist aber im Untersuchungszeitraum, wegen der intercipienten Oberflächen, deren Pufferung und der verzögerten Weitergabe der Protoneneinträge durch Aufrechterhaltung der Elektronenneutralität im Wurzelraum, in den Waldbeständen wesentlich höher (s. Kap. 6.2.4), so daß die jährliche Depositionsbelastung der Schlagflurflächen seit 1990 auf fast 50 % im Vergleich zur Gesamtdosition der Altwaldstandorte gesunken ist (**Tab. 6-12**). Die in der Regel durch die Entwaldung eingeleiteten Prozesse der Überschußnitrifikation und des N-Vorratsabbaus, die zu einer Absenkung der pH-Werte führen, können aber nach sechs Jahren nicht mehr als bestimmender Prozeß festgestellt werden, da diese Vorgänge meist nach 4 - 5 Jahren in ihrer Intensität nachlassen (CLAUSNITZER 1983). Die pH-Werte der Sickerwässer weichen allerdings sehr deutlich von den im mineralischen Oberboden in Mischproben gemessenen wesentlich niedrigeren Werten von 3,4 (S1) bzw. 3,1 (S2) ab (**Tab. 6-46**). Die Unterschiede kommen zum einen aus meßtechnischen Gründen (CO_2 -Entgasung in den Saugkerzenlösungen) zustande. Zum anderen hat der Boden vorausgegangene Protonenbelastungen aufspeichert, so daß die erheblich niedrigeren pH-Werte der wäßrigen Extrakte oder der Salz-Extrakte als Ergebnis dieser „aufgespeicherten“ Versauerung durch Überschußnitrifikation, der vorausgegangenen Depositionsbelastung und vermutlich auch der historischen Waldnutzung (Versauerung durch Biomasseentnahme) gesehen werden können. Auffallend ist weiterhin der für Waldbestände untypische pH-Verlauf, sowohl im Sickerwasser als auch in den wäßrigen Extrakten und den pH-KCl-Werten, mit einer Abnahme in der Tiefe. Dieser Verlauf zeichnet sich auch in der Konzentration der Erdalkalitionen im Sickerwasser nach, die in der podsoligen Parabraunerde (S1) auf $1,28 \text{ mg Ca}\cdot\text{l}^{-1}$ und $0,62 \text{ mg Mg}\cdot\text{l}^{-1}$ absinken. Dies entspricht im wesentlichen dem Verlauf der austauschbaren Ca- und Mg-Ionen. Da im gesamten Solum in S1 die Quarzfraktion überwiegt (**Abb. 6-27**), sind die Konzentrationen basischer Nährstoffe wie Ca und Mg in starkem Maße, da der Feinboden in S1 carbonatfrei ist, auf atmosphärischen Eintrag und nur in geringem Umfang auf den Abbau von Humussubstanzen aus den Auflagehorizonten oder Kationenaustausch zurückzuführen. Die Basensättigung am Austauscher sinkt von ca. 30 % auf 10 % in 50 cm Tiefe ab (**Tab. A 56**). Das geringmächtige Profil S2 verdeutlicht den Standortfaktor Profilmächtigkeit, da hier bereits unterhalb von 23 cm im Bt-Horizont der Einfluß der anstehenden Kalke mit einem gewissen Carbonatgehalt (0,1 %) zu sehen ist.

6 Ergebnisse und Interpretation

im Feinboden, höheren austauschbaren Ca- und Mg-Ionen ($X_{Ca}^S[\%] = 78,2$, $X_{Mg}^S[\%] = 14,6$) und mit dem Erreichen des Schichtwechsels (IISwBt, bis 33 cm) der Carbonatgehalt sprunghaft auf 3 % ansteigt. Auffällig sind in beiden Profilen, aber besonders in S1, die im Vergleich zu den anderen Varianten hohen Kaliumkonzentrationen im Sickerwasser bis 35 cm Tiefe ($53 - 35 \mu\text{mol}_e \cdot \text{l}^{-1}$). Die Zufuhr über den Freilandniederschlag ($FN = 17,4 \mu\text{eq} \cdot \text{l}^{-1}$) und der Eintrag durch die Auswaschung aus dem Kronenraum ($BN = 221,5 \mu\text{eq} \cdot \text{l}^{-1}$) ist bei den übrigen Standorttypen wesentlich höher als die im Sickerwasser gemessenen Konzentrationen. Die Konzentrationen des Freilandniederschlages unterschreiten jedoch die in den unterschiedlichen Profiltiefen von S1 gemessenen deutlich, so daß der Boden z.Z. als K-Quelle fungiert. Vermutlich stammen die höheren K-Konzentrationen aus der Zerstörung von Tonmineralen und/oder aus der relativen Anreicherung durch reduzierte Wurzel Aufnahme. Von dieser Annahme muß grundsätzlich ausgegangen werden, da ein großer Teil der mit der Durchwurzelungsintensität erfaßten Feinwurzeln bereits abgestorben war. Die austauschbaren Kaliumgehalte liegen in diesen Böden im Oberboden ebenfalls deutlich über denen der Kalk-Buchenwald-, Moder-Buchenwald- und Vorwald-Profile. Gleichzeitig übersteigt die K-Sättigung in den Bt-Horizonten der Schlagflur ($X_{K}^S[\%]$): (S1): 3,1, (S2): 1,29 die der anderen Standorttypen ($X_{K}^S[\%]$): (K4, Bv): 0,39; (M1, Bt): 1,1; (V2, Bt): 1,1; (V3, Cv+Bt): 1,1; (M3, Bt): 1,3; (M2, Bt): 1,4; (M4, Bt): 1,63) um das Zwei- bis Achtfache. Dabei ist auch bei den letztgenannten Profilen eine deutliche Abstufung der austauschbaren (X_{K}^S) und löslichen (X_{K}^L) Kaliumgehalte nach dem Grad der Bodenversauerung festzustellen (Tab. 6-42 bis Tab. 6-45).

Tab. 6-44: Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Sickerwasser der Profile S1 und S2 der Schlagflur und des Elementeintrages durch den Freilandniederschlag

	Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	pH	H [$\mu\text{g}/\text{l}$]	Ca	Mg [mg/l]	K	Na	
Parabraunerde S1								
Freilandniederschlag	41,10	5,45	12,2	0,85	0,2	0,68	0,90	
0-10 cm	74,91	5,2	6,29	2,88	0,86	2,08	2,03	
20 cm	65,75	5,28	5,24	3,47	0,88	1,49	2,10	
35 cm	76,44	4,85	13,97	1,28	0,62	1,38	2,40	
Parabraunerde S2								
Freilandniederschlag	41,10	5,45	12,2	0,85	0,2	0,68	0,90	
0-10 cm	53,76	5,51	3,09	3,4	0,58	0,84	1,68	
20 cm	56,53	5,3	4,96	4,24	0,45	0,42	1,87	
35 cm	101,37	6,96	0,11	4,75	1,34	0,52	2,51	
	Al	Fe	Mn	Zn [mg/l]	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{SO}_4\text{-S}$	Cl
Parabraunerde S1								
Freilandniederschlag					1,78	1,87	1,40	2,12
10 cm	0,99	0,17	0,25	0,16	2,18	2,93	48,79	4,61
20 cm	0,86	0,05	0,15	0,20	1,17	3,32	27,20	5,18
35 cm	1,03	0,10	1,67	0,25	1,05	2,89	16,74	5,54
Parabraunerde S2								
Freilandniederschlag					1,78	1,87	1,40	2,12
0 - 10 cm	0,54	0,04	0,10	0,15	1,27	3,42	-	-
20 cm	0,66	0,12	0,04	0,15	1,02	3,73	-	-
35 cm	n.n.	0,11	0,04	0,11	2,42	4,78	-	-

- nicht bestimmt, n.n nicht nachweisbar

Quelle: Eigene Erhebungen

Die Aluminium- und Eisenkonzentrationen werden durch die bodeninternen Prozesse gesteuert, da die Einträge (hier nicht ermittelt) vermutlich nur unbedeutend sind (Quelle: Bodestaub, s. ELLENBERG et al. 1986). Sie entsprechen aber mit $9,28 X_{Al}^L[\%]$ in 0 – 10 cm in keiner Weise den austauschbaren Aluminiumanteilen von $> 44 X_{Al}^S[\%]$ im Aeh und bis $> 55 \%$ im A12 in dem Profil S1. Da Aluminium in der organischen Auflage im Gegensatz zum Mineralboden nicht in austauschbarer Form gebunden (NÄTSCHER & SCHWERTMANN 1985), gleichzeitig aber durch die Bildung von organischen Komplexen verlagert wird, ist sowohl die

leichte Zunahme der X_{Al}^L -Konzentrationen in S1 und S2 (**Tab. 6-44**) mit der Tiefe als auch der Anstieg der austauschbaren X_{Al}^S -Konzentrationen, allerdings nur in S1, zu erklären.

Für Natrium und Chlorid liegt vermutlich, wie bei den anderen Profilen, eine relative Anreicherung durch Diskriminierung der Ionen bei der Wurzel Aufnahme vor, wobei eine Verschiebung der Quotienten hin zum Natrium aus der Na-Freisetzung aus der Bodenfests substanz stammen kann.

Stickstoff wird im Untersuchungsgebiet mit dem Freilandniederschlag im Mittel mit 51 % als Nitrat und mit 49 % als Ammonium eingetragen (6.2.4.5). NH_4-N wird, im Gegensatz zu den Waldprofilen, wesentlich langsamer umgesetzt, so daß die Konzentrationen in 0 – 10 cm in S1 über, in S2 leicht unter der FN-Konzentration liegen. Dies gilt gleichermaßen für die Vorwald-Profile. Die Nitrifikation verläuft hier gegenüber den Waldprofilen vergleichsweise schleppend, so daß in dieser Tiefenstufe nur < 60 % (S1) und 72 % (S2) des anorganischen Stickstoffs als Nitrat vorliegen (**Tab. 6-44** und **Tab. A 67**).

6.3.4.4 Vorwald

Die elektrolytische Leitfähigkeit des Bodensickerwassers des Vorwaldes beträgt für die Tiefen 0 - 10 cm im Mittel $272,17 \mu S \cdot cm^{-1}$. Die Bodenlösungen der Unterbodenhorizonte haben mittlere elektrolytische Leitfähigkeiten von $340,22$ (Bv-Al- und Al+Bt-Horizonte) und $340,86 \mu S \cdot cm^{-1}$ (Bt-Horizonte, **Tab. A 61** und **Tab. A 65**). Die Leitfähigkeit des Bodenwassers der Ah-Horizonte liegt somit etwas über der ermittelten Leitfähigkeit der Oberböden der Profile des Kalk-Buchenwaldes ($235,23 \mu S \cdot cm^{-1}$) (**Tab. A 60** und **Tab. A 61**). Im Sickerwasser der Unterböden des Vorwaldes wurden geringere Leitfähigkeiten ermittelt als im Sickerwasser aus den Unterböden des Kalk-Buchenwaldes. Im Vergleich mit den Leitfähigkeiten der Bodenlösung aller Tiefen der Böden der Schlagflur und der Bodenlösung aus den Ah- und Al-Horizonten des Moder-Buchenwaldes liegt die Leitfähigkeit des Sickerwassers der Profile des Vorwaldes deutlich höher (**Tab. 6-42** bis **Tab. 6-45**).

Auch in der Bodenlösung des Vorwaldes erreichen die Ca- und Mg-Ionen einen Anteil von ca. 90 % an der Kationensumme der Bodenlösung (**Tab. 6-41**). Entsprechend den mit zunehmender Bodentiefe erhöhten Leitfähigkeiten des Sickerwassers der Vorwald-Profile, steigen auch die Gehalte der Ionen Ca, Mg, Na, und Cl sowie der pH-Wert von den Ober- zu den Unterböden hin an (**Tab. 6-43**). Gleichzeitig verringert sich die Variabilität der während des Untersuchungszeitraumes ermittelten Leitfähigkeiten und M_b -Kationen mit zunehmender Bodentiefe (**Tab. A 65**).

Die ermittelten pH-Werte des Sickerwassers liegen ähnlich hoch wie die pH-Werte der Bodenlösung des Kalk-Buchenwaldes und erreichen im Mittel für die Ah-Horizonte 7,05, für die Unterbodenhorizonte 7,41 bzw. 7,37 (**Tab. A 61**, **Tab. 6-43** und **Tab. 6-45**). Die größte Variabilität der pH-Werte weisen die Bodenlösungen in 0 - 10 cm Tiefe auf. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt auch die Schwankungsbreite der pH-Werte ab.

Die Ca- und Mg-Konzentrationen nehmen analog zu den ansteigenden pH-Werten ebenfalls mit zunehmender Tiefe zu. Während im Mittel die Oberböden im Sickerwasser $31,42 mg \cdot l^{-1}$ Ca und $8,14 mg \cdot l^{-1}$ Mg aufweisen, steigt der Gehalt an diesen Ionen bis zum Bt-Horizont auf $45,63 mg \cdot l^{-1}$ Ca bzw. $9,77 mg \cdot l^{-1}$ Mg (**Tab. 6-45**). Dies entspricht einer Erhöhung der Konzentration um den Faktor 1,45 für Ca und 1,2 für Mg. Gleichzeitig verringert sich jedoch die Variabilität der Konzentrationsschwankungen von Ca und Mg im Jahresverlauf mit zunehmender Tiefe (**Tab. A 65**).

Die X_{Na}^L -Konzentration erreichen im Mittel $1,6 mg \cdot l^{-1}$. Dabei zeigt sich, daß Natrium hier, wie auch im Sickerwasser der anderen Standorttypen, in den Unterböden um den Faktor 1,2 erhöht vorliegt, da es in der Hauptwurzelzone von den Pflanzen bei der Nährstoffaufnahme diskriminiert wird.

Kalium weist mit durchschnittlich $0,71 mg \cdot l^{-1}$ in der Bodenlösung in 0 - 10cm Tiefe höhere Gehalte auf als in den Unterböden ($0,24 mg \cdot l^{-1}$) (**Abb. 6-43**). Das Element wird, wie bereits

erwähnt, stark in den internen Nährstoffkreislauf des Waldökosystems mit einbezogen. Aus dem Kronenraum, wo es aus den Blättern ausgewaschen wird, gelangt das Kalium in den Boden, wo es zu einem großen Teil wieder von den Pflanzenwurzeln aufgenommen wird (FEGER 1993b). Die hohe Variabilität der Kalium-Konzentration in der Bodenlösung im Jahresverlauf verdeutlicht der hohe Variationskoeffizient [$v\%$] von 164,78 (**Tab. A 61** und **Tab. A 65**). Die K/Ca-Molverhältnisse sind mit 0,02 in 0 - 10 cm und $< 0,01$ in Tiefen größer 10 cm extrem niedrig, so daß auch in diesen Profilen, ähnlich wie im Kalk-Buchenwald, Kaliummangel auftritt (**Tab. 6-41**).

Die M_a -Kationen Al, Fe und Mn sind aufgrund der überwiegend neutralen pH-Werte oft nicht nachweisbar. Lediglich für Fe lassen sich Gehalte bis zu $0,36 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ im Sickerwasser des Bv-Al-Horizonts (25 cm Tiefe) des Profils V2 feststellen.

Die Jahresmittel der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen übersteigen in den Profilen V1 und V2 mit 2,35 bzw. $2,24 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ die Deposition ($1,78 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) und liegen im gesamten Profil über dieser. Aufgrund der jahreszeitlichen Dynamik der Stickstoffmineralisation treten beispielsweise im Oberboden des Profils V2 im Jahresverlauf Schwankungen von $0,21 - 13,79 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ auf (**Abb. A 1**). Generell ist die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser im Jahresverlauf sehr starken Schwankungen unterlegen, diese kommen in den hohen Variationskoeffizienten [$v\%$] der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser der verschiedenen Horizonte von 81 – 170 % zum Ausdruck (**Tab. A 61**).

Der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt liegt im Mittel bei $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, im Jahresverlauf treten jedoch Maxima von $13,91 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (**Abb. A 1**) auf. Im Sickerwasser der Ah-Horizonte variieren die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte zwischen $0,47$ und $11,92 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Die Variabilität der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte ist in den Oberbodenhorizonten am größten (**Tab. A 61** und **Tab. A 65**). Hier unterliegt die Nitrifikation im Jahresverlauf wahrscheinlich am stärksten witterungsbedingten Schwankungen. In den Bt-Horizonten (40 cm Tiefe) liegen die ermittelten Maximalwerte wieder unter denen aus den Ah- und Bv-Al- bzw. Al+Bt-Horizonten. Dies läßt auf eine verstärkte Pflanzenaufnahme von NO_3 innerhalb der obersten 20 cm des Bodens schließen.

Die Cl-Konzentrationen liegen im Mittel bei $5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Mit zunehmender Bodentiefe steigt die Cl-Konzentration leicht an (**Tab. 6-45**). Die Schwankungsbreite von $1,28$ bis $14,50 \text{ mg Cl}\cdot\text{l}^{-1}$ entspricht auch den von KREUTZER (1981), CASSENS-SASSE (1987), KRIETER (1991) und SCHLINKERT (1992) ermittelten Cl-Konzentrationen im Sickerwasser untersuchter Buchenbestände. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) geben einen Bereich von 3 bis $170 \text{ mg Cl}\cdot\text{l}^{-1}$ für Bodenlösungen aus Waldböden an.

Die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen zeigen Maxima in den Tiefen 0 – 10 cm. Im Sickerwasser des Ah-Horizonts des Profils V3 erreicht die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Mittel $48,69 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (**Tab. 6-45**). Im Jahresverlauf werden im Sickerwasser des Oberbodens $\text{SO}_4\text{-S}$ -Gehalte von 4 bis $202 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ermittelt. Mit zunehmender Bodentiefe nimmt die Variabilität des $\text{SO}_4\text{-S}$ -Gehalts im Jahresverlauf innerhalb aller Bodenprofile ab, da es zu einer Verringerung der Maximalkonzentrationen und einer Erhöhung der ermittelten Minimalkonzentrationen kommt.

Dementsprechend verringert sich der Variationskoeffizient (**Tab. A 61** und **Tab. A 65**). In der Bodenlösung kommt es vom Ah- bis zum Bt-Horizont zu einer relativen Abnahme des mittleren SO_4 -Gehalts von annähernd 50 %. Für die SO_4 -Konzentration der Bodenlösung von Waldböden wird als normaler Schwankungsbereich 5 bis $350 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ angegeben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Die mittleren $\text{SO}_4\text{-S}$ -Gehalte des Sickerwassers sind in etwa mit den von ULRICH & RASTIN (1985), KRIETER (1991), SCHIMMING (1991) und SCHLINKERT (1992) ermittelten $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen vergleichbar.

Tab. 6-45: Jahresmittelwerte der Stoffgehalte im Sickerwasser der Profile V1 bis V3 des Vorwaldes und der Elementeinträge des Freilandniederschlages

	Leitfähigkeit [µS/cm]	pH	H [µg/l]	Ca	Mg [mg/l]	K	Na		
Parabraunerde V1									
Freilandniederschlag	41,10	5,45	12,2	0,85	0,20	0,68	0,90		
0-10 cm	115,39	6,66	0,22	8,19	3,41	1,15	0,99		
25 cm	202,29	7,35	0,04	17,68	6,20	0,73	1,50		
Parabraunerde V2									
Freilandniederschlag	41,10	5,45	12,2	0,85	0,2	0,68	0,90		
0-10 cm	252,82	7,31	0,05	19,55	16,44	0,34	1,94		
25 cm	314,48	7,34	0,05	23,55	17,78	0,28	1,95		
35 cm	269,46	7,19	0,07	21,11	17,56	0,54	2,00		
Parabraunerde V3									
Freilandniederschlag	41,10	5,45	12,2	0,85	0,2	0,68	0,90		
0-10 cm	374,78	7,49	0,03	60,38	3,25	0,54	1,50		
25 cm	431,41	7,50	0,03	73,38	2,66	0,18	1,57		
35 cm	398,88	7,69	0,02	68,52	2,95	0,21	1,54		
	Al	Fe	Mn	Zn [mg/l]	NH ₄ -N	NO ₃ -N	SO ₄ -S	Cl	
Parabraunerde V1									
Freilandniederschlag					1,78	1,87	1,40	2,12	
0-10 cm	n.n.	0,06	0,04	0,03	2,35	2,04	-	-	
25 cm	n.n.	0,11	n.n.	0,05	2,37	4,83	-	-	
Parabraunerde V2									
Freilandniederschlag					1,78	1,87	1,40	2,12	
0-10 cm	0,53	0,11	0,07	0,05	2,24	3,21	-	-	
25 cm	n.n.	0,16	0,02	0,09	1,31	3,95	-	-	
35 cm	n.n.	0,07	n.n.	0,04	2,16	3,32	-	-	
Parabraunerde V3									
Freilandniederschlag					1,78	1,87	1,40	2,12	
0-10 cm	n.n.	n.n.	n.n.	0,04	1,46	4,19	48,69	4,76	
25 cm	n.n.	0,09	0,03	0,03	0,97	3,86	18,92	5,11	
35 cm	n.n.	0,01	n.n.	0,04	1,51	3,01	25,12	5,29	

- nicht bestimmt, n.n nicht nachweisbar

Quelle: Eigene Erhebungen

6.3.5 Besonderheiten in der Sickerwasserchemie unter dem Einfluß der Deposition und des Bodenzustandes

In **Abb. 6-21** und **Abb. A 2** sind die mittleren Ionenbilanzen für den Untersuchungszeitraum exemplarisch dargestellt. Die entsprechenden Werte finden sich in **Tab. A 70**. Die Anionenseite umfaßt Cl⁻, NO₃⁻ und SO₄²⁻. HCO₃⁻ und organische Anionen wurden aus der Differenz der Kationensumme minus Anionensumme berechnet. Bei der Darstellung handelt es sich nicht um Stofffrachten sondern um mittlere Konzentrationen von Juni 1996 bis Juli 1997. Die Elementkonzentrationen im Bestandesniederschlag (MBW und KBW) sind gegenüber dem Freilandniederschlag (Schlagflur) doppelt bis dreimal so hoch. Für die Vorwaldflächen liegen sie ungefähr zwischen diesen und wurden mit den Kronentraufewerten quantifiziert.

Wesentlich deutlichere Unterschiede bestehen allerdings im Sickerwasser der Varianten. Verhalten sich die Elementkonzentrationen im Moder-Buchenwald (M1) und der Schlagflur (S1) in den oberen 10 cm noch ähnlich, steigen auf erstgenanntem Profil die Ca- und Mg-Konzentrationen sprunghaft auf 1521 bzw. 1495 µmol_c·l⁻¹ an, wohingegen in der Schlagflur mit zunehmender Profiltiefe eine Abnahme auf 64 bzw. 51 µmol_c·l⁻¹ stattfindet. Aluminium und Mangan weisen im Moder-Buchenwald einen ausgeprägteren Tiefengradienten mit hohen Anfangsgehalten im Oberboden auf. Durch die weiter fortgeschrittene Bodenversauerung werden in S1 stärker als in den anderen Varianten Säuren durch Freisetzung von Aluminium aus Tonmineralen und durch Protolyse von Aluminiumhydroxo-Verbindungen gepuffert. Al tritt in allen Bodentiefen mit 90 bzw. 60 µmol_c·l⁻¹ im Bodenwasser auf. Vollkommen abweichend verhält sich der Vorwald, der vor allem hohe Ca-Konzentrationen im Sickerwasser aufweist. Hier werden die eingetragenen Säuren im Boden vollständig abgepuffert. Vermutlich tritt hier im

Bodenwasser auch HCO_3^- auf, ein Zeichen dafür, daß das Sickerwasser Alkalinität aufweist. Die Ionenverteilung ist in Profilbereichen mit dominierenden M_b -Kationen zwischen dem Vorwald (V3) und dem Profil M1 in 30 cm Tiefe in der Größenordnung vergleichbar. Doch werden im Moder-Buchenwald 50 % der ES des Bodenwassers wegen der Dolomitisierung der Kalke durch Mg-Ionen gestellt (*Abb. 6-21* und *Abb. A 2*). Dies ist um so erstaunlicher, als sich die pH-Werte bis in 15 cm Tiefe im Al-Pufferbereich befinden (pH-KCl: 3,2, pH- H_2O : 3,9, pH-Bodenwasser: 4,06) und unterhalb von 25 cm 3,6, 4,9 und 5,56 aufweisen. Der rezente Säureeintrag bleibt somit weit hinter der aufgespeicherten Säure zurück. Die austauschbare Erdalkalisättigung in dieser Tiefe erreicht mit 25 % nur die Hälfte der Erdalkalisättigung des Sickerwassers. Die Ca- und Mg-Einträge über den Bestandesniederschlag können ebenfalls nicht für die Erhöhung der ES-Werte im Sickerwasser gegenüber den austauschbaren Anteilen verantwortlich sein, da sie nur 35 %, 27 % und 5 % in 10, 20 und 35 cm Tiefe der Sickerwasserkonzentrationen ausmachen. Der Kalkskelettanteil erreicht bis in 25 cm Tiefen nur ca. 0,5 % und steigt darunter auf > 17 % an und trägt vermutlich, zusammen mit Hangzugwasser (27° Hangneigung) zu dieser Entwicklung bei. Die Auflösung von dolomitisierten Kalken und der Transport im Sickerwasser wird auch aus der Verschiebung der Verhältnisse von Ca und Mg vom Bestandesniederschlag bis in 35 cm Tiefe zugunsten des Mg deutlich.

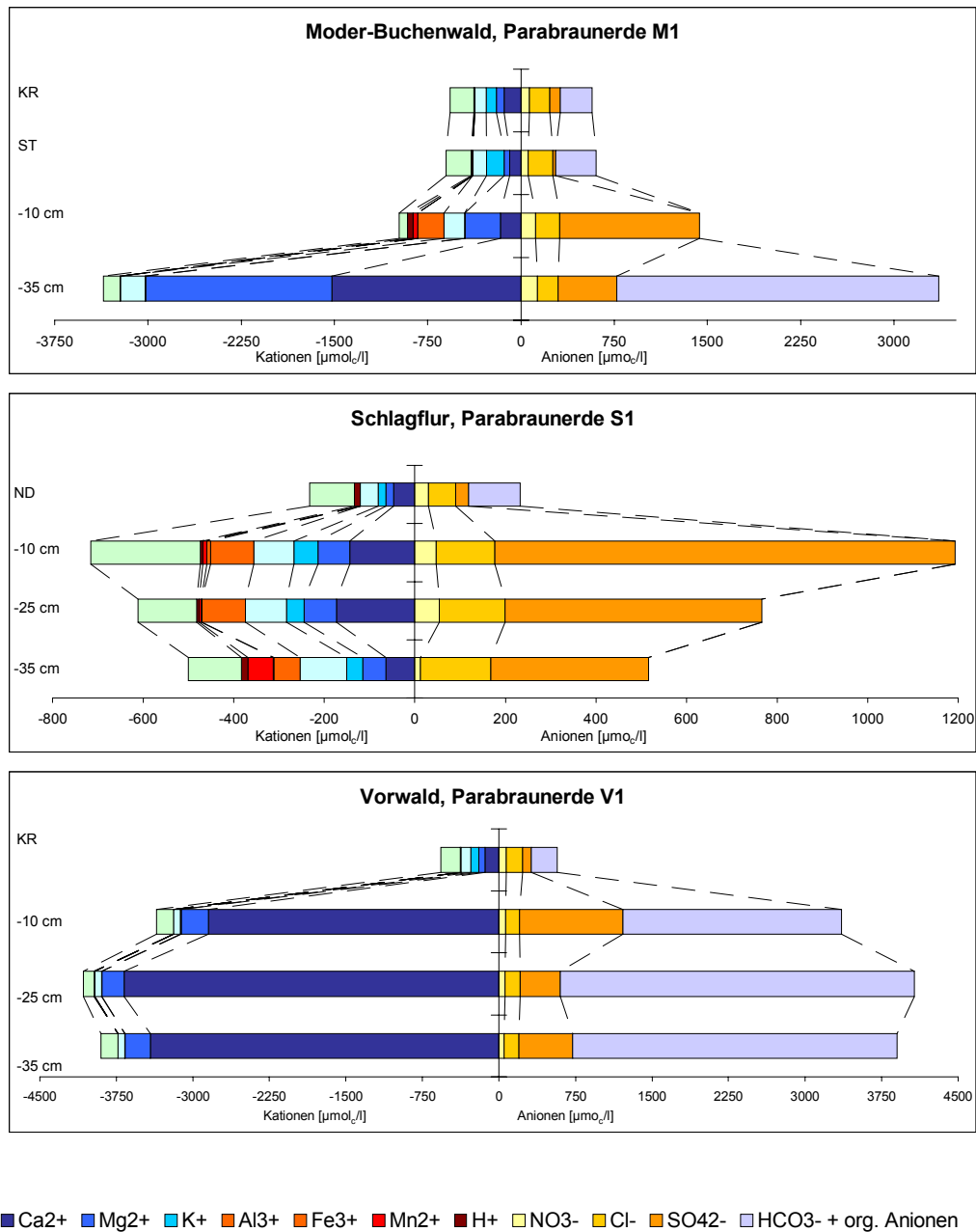
Der Trend der niedrigeren pH-KCl-Werte und der austauschbaren ES-Sättigung gegenüber den höheren pH-Werten im Sickerwasser und den höheren Ca- und Mg-Ionenanteilen im Bodenwasser ist in allen Profilen in unterschiedlicher Intensität festzustellen (*Tab. 6-46*). Abnehmende Tendenz der ES-Sättigung mit zunehmender Bodentiefe und gleichzeitigem Anstieg der H^+ -Ionenkonzentration im Sickerwasser bis in 35 cm Tiefe deutet im Profil S1 auf vorausgegangene Versauerungsschübe hin, die vermutlich durch Überschußnitrifikation nach der Veränderung des Bestandesklimas in Folge des Windbruchs 1990 eingesetzt haben. Spiegel dieser Entwicklung sind die nach unten abnehmende austauschbare ES-Sättigung und die Nivellierung des pH-Wertes von 3,7 bis in 72 cm Tiefe und einer Zunahme in der Ladungssumme der Kationen. Trivalente Kationen nehmen bis in 145 cm Tiefe im Profil V3 zu, sind aber bereits unterhalb von 10 cm nicht mehr im Sickerwasser nachweisbar. Der Trend der Erhöhung der basischen Kationen am Austauscher wird im wesentlichen von MATSCHONAT & VOGT (1998) in Modellberechnungen bestätigt, die für depositionsbelastete Böden dann eine Verbesserung der Basensättigung voraussagen, wenn die Kationenaustauschkapazität ausreichend hoch ist.

Auf der Anionenseite wird die Ionenkonzentration vor allem durch SO_4^{2-} , NO_3^- und HCO_3^- bestimmt (*Abb. 6-21* und *Abb. A 2*). Im Variantenvergleich bestehen kaum Unterschiede in den Sulfatkonzentrationen im Bodenwasser der Profile. Allerdings nehmen die Konzentrationen im Mineralboden von oben nach unten ab. Die hohen Werte von > 1000 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ in 0 – 10 cm Tiefe sind auf aufgespeicherte Sulfationen im Boden und nicht auf den rezenten Eintrag über die Atmosphäre zurückzuführen. Die Sulfatkonzentrationen laufen im Jahresverlauf zeitweise parallel zu den Al^{3+} und H^+ -Aktivitäten im Lysimeterwasser und stammen vermutlich aus der Remobilisierung anorganischer S-Zwischenspeicher bei aktuell nachlassenden SO_4^{2-} -Einträgen (PRENZEL 1983). Desorptions- und Adsorptionsvorgänge von/an Sesquioxide und Tonminerale bestimmen im wesentlichen die Lösungskinetik von Aluminiumhydroxosulfaten und werden als wesentlicher Mechanismus der Retention von Depositions-S sowie als Steuerfaktor der Aktivität bzw. Konzentration ökotoxischer Al^{3+} -Ionen in der Bodenlösung diskutiert (PRIETZEL 1997). Tiefgründige, lehmige Böden haben eine hohe Speicherkapazität für eingetragenes Sulfat. ALEWELL (1995, 1998) und ALEWELL et al. (1997) errechnen mit Modellprognosen, die auf den Algorithmen der Langmuir-Isotherme beruhen, bei reduzierten Schwefeleinträgen eine jahrzehntelange Verzögerung der Reversibilität von Boden- und Gewässerversauerung und langanhaltender Sulfatbelastung durch langsame kontinuierliche Retention sorbierten Schwefels. Zu gleichen Trends kommen Modellrechnungen des Solling-Projektes, die im Zusammenhang mit „roof experiments“ durchgeführt wurden (BLANCK et al. 1993, WALSE et al. 1998). Da die

6 Ergebnisse und Interpretation

Sulfat-Anionen zusammen mit Kationen ausgewaschen werden, wird die Schwefelfreisetzung und –auswaschung von einem Basenverlust und somit einer pH-Erniedrigung begleitet (MANDERSCHIED & ALEWELL 1999).

Abb. 6-21: Mittlere äquivalente Ionenkonzentrationen beim Lösungstransport im Bestandesniederschlag und Sickerwasser der Böden der Standorttypen
($\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen} = \text{Kationensumme minus } (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^- + \text{NO}_3^-)$)



Quelle: Eigene Erhebungen

Die Ergebnisse zeigen, daß die Standortvarianten, bei gleichen Standortvoraussetzungen, einen gut nachvollziehbaren Einfluß auf die Sickerwasserkonzentrationen haben. Alle Bestände liegen unmittelbar benachbart und sind ursprünglich aus einem Buchenbestand mit gleichen ökologischen Bedingungen hervorgegangen. In diesem Zusammenhang muß allerdings berücksichtigt werden, daß die kleinräumige Variabilität der Böden oft zu Bestimmungsfehlern

von Stoffflüssen und Elementkonzentrationen führen kann (MANDERSCHIED 1996). Standortunterschiede sind somit u. a. in der differenzierten Systementwicklung zu suchen, die zur Heterogenität des Bodenkörpers beiträgt.

Tab. 6-46: Vergleich der pH-Werte und der Erdalkalisättigung im Sickerwasser und Mineralboden, der Carbonatgehalte im Feinboden sowie dem Skelettanteil in den Lößprofilen

Profil	cm	pH-Wert			Erdalkalisättigung		CaCO ₃	
		Sickerwasser	Feinboden H ₂ O	KCl	Sickerwasser %	Feinboden	Feinboden %	Skelett
M1	0 - 10	4,3	4,2	3,7	49,5	38,5	0,0	0,5
	-20	5,6	3,9	3,2	67,8	2,6	0,0	0,5
	-35	7,7	4,9	3,6	93,6	25,7	0,0	0,5
M2	0 - 10	5,3	4,3	3,9	72,0	45,6	0,4	0,5
	-20	7,4	4,8	4,2	91,6	46,3	0,5	0,5
	-35	7,7	4,8	3,6	96,0	72,2	2,7	0,5
M4	0 - 10	6,4	4,9	4,1	82,2	58,0	0,0	0,5
	-20	6,5	5,0	4,0	83,6	59,3	0,0	0,5
	-35	6,1	5,0	4,0	77,6	59,3	0,0	0,6
	-45	5,0	4,9	3,8	80,1	24,1	0,1	0,6
	-70	5,4	5,5	4,5	81,9	81,2	0,1	1,1
S1	0 - 10	5,2	4,5	3,4	43,6	26,5	0,0	0,5
	-20	5,3	4,5	3,5	49,1	16,1	0,0	0,5
	-35	4,9	4,8	3,8	28,9	10,8	0,0	0,5
S2	0 - 10	5,5	4,8	3,5	64,2	34,6	0,0	0,5
	-20	5,3	5,0	3,8	69,3	67,8	0,0	0,5
	-35	6,9	5,3	4,5	72,1	92,8	0,1	2,0
V1	0 - 10	6,7	7,1	6,5	89,9	93,3	0,0	5,0
	-20	7,4	7,4	6,7	94,9	91,8	0,0	5,0
V2	0 - 10	7,3	7,3	6,7	96,0	94,2	0,3	1,9
	-20	7,3	7,3	6,7	96,2	94,2	0,3	1,9
	-35	7,2	7,3	6,7	96,5	94,2	0,3	1,9
V3	0 - 10	7,5	6,5	5,4	96,7	88,5	0,0	0,5
	-20	7,5	6,0	4,8	98,1	76,2	0,0	0,5
	-35	7,7	6,0	4,8	98,0	76,2	0,0	0,5

Quelle: Eigene Erhebungen

Die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser sind im Vorwald im gesamten Profil um ein Vielfaches höher als im Oberboden des Moder-Buchenwaldes und in allen Horizonten der Schlagflur. Dieser Befund ist insb. für HCO₃⁻- und organische Anionen im Vergleich mit der Schlagflur festzuhalten. Die Nitratkonzentrationen sind im Moder-Buchenwald am höchsten, in den anderen Profilen aber auf hohem Niveau im gesamten Profil verteilt, während die Schlagflur- und Vorwaldvarianten bevorzugt NH₄⁺ im Sickerwasser aufweisen. Selbst unterhalb der Hauptwurzelzone bis 30 cm sind noch hohe Nitratmengen im Sickerwasser des Moder-Buchenwaldes gelöst. Der Befund zeigt, daß der Ionenkreislauf zumindestens zeitweise entkoppelt ist. Für diese Aussage sprechen u.a. auch die hohen N-Einträge, die zusammen mit dem mineralisierten anorganischen N-Pool die Pflanzenaufnahme und Festlegung in der Mikroorganismenbiomasse übersteigen. Ein Ionenverlust ist auch durch die negative Kationenbilanz der Schlagflur und im Oberboden auch im Buchenwald anzunehmen. Die Erdalkalisättigung im Sickerwasser überschreitet die des Austauscherkörpers bei weitem. Ca- und Mg-Ionen werden hier zusammen mit den Anionen (NO₃, SO₄, Cl) ausgewaschen (**Tab. 6-46**). *Ist ein geschlossener Stoffkreislauf ein Maß für die Gleichgewichtsnähe eines Ökosystems, lassen Entkopplungen im Ionenkreislauf auf Bioelementverluste und instabile Ökosystemverhältnisse schließen. Nitrat- und Sulfat-gesteuerte Kationenexporte weisen auf eine Drift des Ökosystems hin.*

Die differenzierte Entwicklung der Varianten innerhalb des für ökologische Fragestellungen sehr kurzen Zeitraumes von wenigen Jahrzehnten schlägt sich auch in den bodenchemischen Daten der Festphase nieder (Kap. 6.3.3). Als wesentliche Ursache für die Drift der Standorttypen sind die z.T. erheblichen Unterschiede der Depositionsbedingungen wegen der bestandesspezifischen Eigenschaften des Kronendachs anzuführen, die nach Entwaldung von Teilflächen wirksam werden. Kurzfristiger Spiegel dieser Prozesse ist die Sickerwasserchemie,

langfristiger Abdruck der Bodendynamik ist der Zustand der Bodenfestphase. Der Zustand derselben wird in den folgenden Kapiteln bewertet.

6.4 Bewertung der Böden der Standorttypen

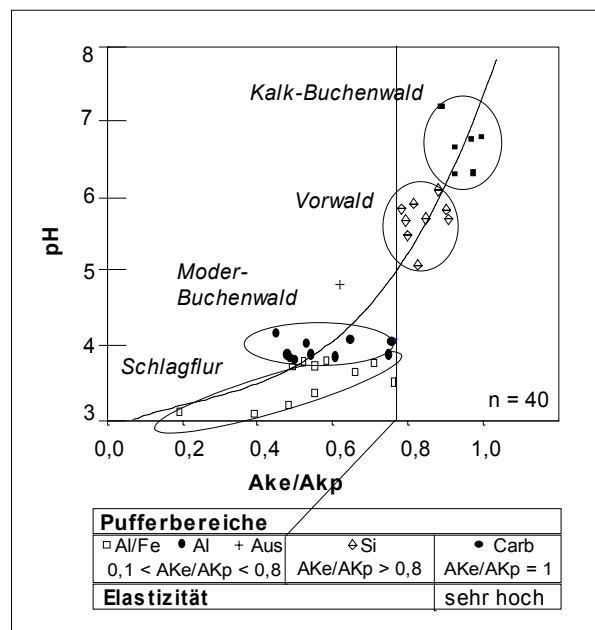
Im folgenden Kapitel erfolgt eine Bewertung des Probenkollektivs hinsichtlich der Elastizität (vergl. Kap. 4.2) der Kationenaustauscher, des Humusstatus und der Schwermetallbelastung unter Berücksichtigung der Merkmalsausprägungen in den Standorttypen. Abweichungen des Bodenzustandes zwischen den Standorttypen werden mittels Test auf signifikante Unterschiede (Scheffé-Test) geprüft.

6.4.1 Elastizitätsparameter des Austauscherkörpers

Abb. 6-22 verdeutlicht die enge Beziehung zwischen dem AKe/AKp-Verhältnis des Bodens und dem pH-Wert bzw. den Pufferbereichen ausgewählter Profile. Im Carbonat- und Silikat-Pufferbereich liegen die Verhältnisse zwischen 0,8 und 1, so daß für die Standorttypen Kalk-Buchenwald und Vorwald von keiner Gefährdung durch Säuretoxizität ausgegangen werden kann. Die am stärksten versauerten Standorttypen Moder-Buchenwald und Schlagflur mit pH-Werten unter 4,2 im Oberboden weisen AKe/AKp-Verhältnisse $< 0,8$ auf (**Abb. 6-22**). Auf diesen Standorten ist mindestens zeitweise von einer Gefährdung durch Säuretoxizität auszugehen. Der Beurteilung der Elastizität hinsichtlich der Säuretoxizität liegt die Überlegung zugrunde, daß bei sehr niedrigen AKe-Werten, die zum eine auf niedrige Humus- und/oder Tongehalte zurückgeführt werden kann, in versauerten Waldböden aber oft mit der Blockierung der Tonmineralzwischen-schichten durch Al-Hydroxo-Polymere einhergeht, die Pufferkapazität des Bodens sehr gering ist und daß nur wenig Ca-Ionen vorhanden sind, die bezüglich der Säuretoleranz eine wichtige Rolle spielen.

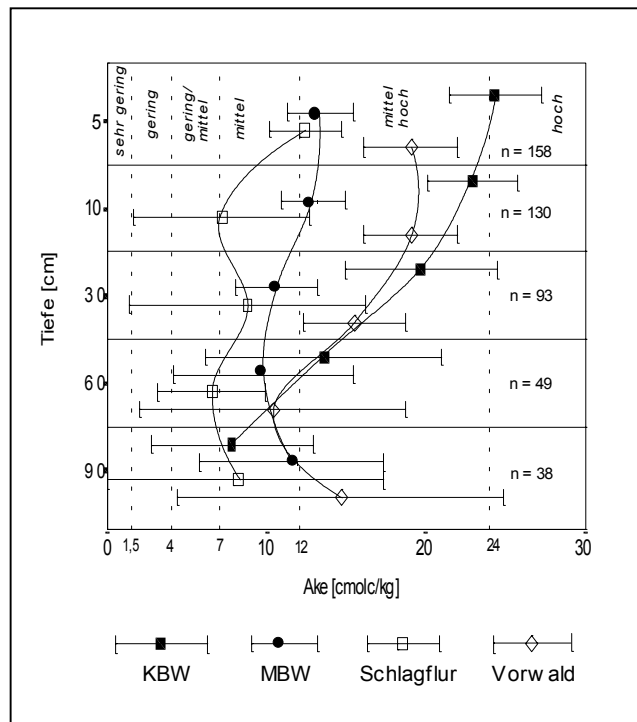
Die Kationenaustauschkapazität der untersuchten Böden unterliegt starken Schwankungen, die sowohl innerhalb als auch zwischen den Standorttypen zu erkennen sind (**Tab. A 57** bis **Tab. A 60**) und insgesamt den Bewertungsbereich von „sehr gering“ bis „hoch abdecken“ (**Abb. 6-23**). Der Mittelwert liegt bis 5 cm Tiefe bei $17,9 \text{ cmol}_c/\text{kg}$ und ist als „mittel/hoch“ einzustufen. Im Gegensatz zum Mittelwert der bundesweiten Bodenzustandserhebung in Deutschland liegt dieser für das Untersuchungsgebiet erwartungsgemäß um eine Bewertungsstufe höher als die mittleren Gehalte der für Deutschland verrechneten Probenwerte, da der größte Teil der Wälder auf silikatischem Ausgangsgestein stockt (BML 1994, RIEK & WOLFF 1996). Die AKe nimmt in den folgenden Tiefenstufen bis 30 cm kontinuierlich auf $13,4 \text{ cmol}_c/\text{kg}$ ab. Die Bewertungsklasse wird erst unterhalb dieser Profilbereiche verlassen, was im wesentlichen auf die Abnahme der organischen Substanz, Reduktion der Al-Komplexierung durch dieselbe und Blockierung der Tonmineralzwischen-schichten durch Al-Hydroxo-Polymere zurückzuführen sein dürfte. Die AKe ist neben der Tiefenstufe stark abhängig von der pedogenetischen Entwicklung der einzelnen Profile. So weist die AKe deutliche Einbrüche in den stark versauerten Al-Horizonten in 30 - 60 cm Tiefe auf. Dieser Befund trifft mit unterschiedlicher Intensität auf

Abb. 6-22: Beziehung zwischen dem AKe/AKp-Verhältnis und dem pH-Wert der Standorttypen



alle Profile außer denen des Kalk-Buchenwaldes zu, der auf Braunerde-Rendzinen und Braunerden stockt und im Mittel in allen Profiltiefen die günstigste AKe hat. Die pedogenetischen Unterschiede zwischen den Braunerden bzw. Braunerde-Rendzinen und den Parabraunerden führen in den tieferen Profilpartien zu gegenläufigen AKe-Werten. In den Bt-Horizonten der Parabraunerden nimmt die Sorptionsfähigkeit der Böden der Schlagflur und des Moder-Buchenwaldes mit dem Anstieg des Tongehaltes teilweise erheblich zu (**Tab. A 44**). Eine signifikant unterschiedliche Steigerung der AKe wird aber erst am Übergang der Bt-Horizonte, die sich aus den Lößprofilen entwickelt haben und den Verwitterungsrückständen der unter dem Löß anstehenden Kalke (II Bt-Horizonte), erkennbar. Entsprechend auffallend ist der Gradient auf den Schlagflurflächen zwischen 5 und 10 cm Tiefe. Hier verringern sich die Kationenaustauschkapazitäten um 50 %, bleiben bis in 90 cm auf gleichbleibend niedrigem Niveau und nehmen erst mit dem Erreichen der sehr tonreichen Verwitterungsrückstände der anstehenden Kalke Werte über $50 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ an (**Tab. 6-47**). Deutlich geringer ist der Anstieg unterhalb der Tiefenstufe 60 - 90 cm im Moder-Buchenwald trotz des Erreichens der Kalkverwitterungsrückstände.

Abb. 6-23: Tiefenfunktion der mittleren effektiven Kationenaustauschkapazität in den Tiefenstufen und des 95 % Konfidenzintervalls des Mittelwertes in 5 – 90 cm (KBW=Kalk-Buchenwald, MBW= Moder-Buchenwald).



Der Test der Kationenaustauschkapazität in 0 - 5 cm Tiefe ergibt für die Standortstypen signifikanten Unterschiede mit unterschiedlicher Schärfe (**Tab. 6-48**). Lediglich die Profile des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur weisen ähnliche Austauschkapazitäten auf. Mit zunehmender Tiefe nehmen die signifikanten Unterschiede zwischen den Standortstypen ab und treten unterhalb von 30 cm nicht mehr auf. Dies ist im wesentlichen auf die unterschiedliche Solummächtigkeit und der Gruppierung von Horizonten mit verschiedener pedogenetischer Entwicklung (Al- und Bt-Horizonte) in gleichen Tiefenstufen zurückzuführen. Analysiert man die Böden unter Berücksichtigung der pedogenetischen Horizonte, sind die Unterschiede bis in tiefere Profiltiefe deutlicher (**Tab. 6-17** bis **Tab. 6-29**).

Tab. 6-47: Tiefenfunktion der mittleren effektiven Kationenaustauschkapazität differenziert nach Standortstypen

Tiefe [cm]	n	Kalk-Buchenwald (a)	Moder-Buchenwald (b)	Schlagflur (c)	Vorwald (d)	Acker (e)
5	159	24,2	13,0	12,4	18,6	8,8
10	131	22,8	12,1	6,5	18,6	8,8
30	94	19,7	9,2	4,6	14,7	8,8
60	50	13,6	9,3	5,5	8,8	7,9
90	39	7,8	11,6	4,3	13,0	8,0
120	13		13,8	56,1	7,5	8,0
150	7		9,2		13,2	7,5
>150	9		16,2		14,7	7,3

Quelle: Eigene Erhebungen, die Buchstaben ^{a-e} kennzeichnen signifikante Unterschiede auf der Basis des Scheffé-Tests (ANOVA), Signifikanzniveau < 0,05

Tab. 6-48: Test auf signifikante Unterschiede der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe) zwischen den Standorttypen in den Tiefenstufen 0 - 30 cm
 (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns = nicht signifikant unterschiedlich, Mo = Moder-Buchenwald, Ka = Kalk-Buchenwald, Sc = Schlagflur, Vo = Vorwald)

Tiefenstufe 0 - 5 cm					Tiefenstufe 5 - 10 cm					Tiefenstufe 10 - 30 cm					Tiefenstufe 30 - 60 cm				
AKe	Ka	Mo	Sc	Vo	AKe	Ka	Mo	Sc	Vo	AKe	Ka	Mo	Sc	Vo	AKe	Ka	Mo	Sc	Vo
Ka		***	***	*	Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		**	***	ns
Mo	***		ns	***	Mo	***		ns	**	Mo	***		ns	ns	Mo	**		ns	ns
Sc	***	ns		*	Sc	**	ns		*	Sc	***	ns		*	Sc	**	ns		*
Vo	*	*	*		Vo	ns*	**	**		Vo	ns	ns	*		Vo	ns	ns	*	

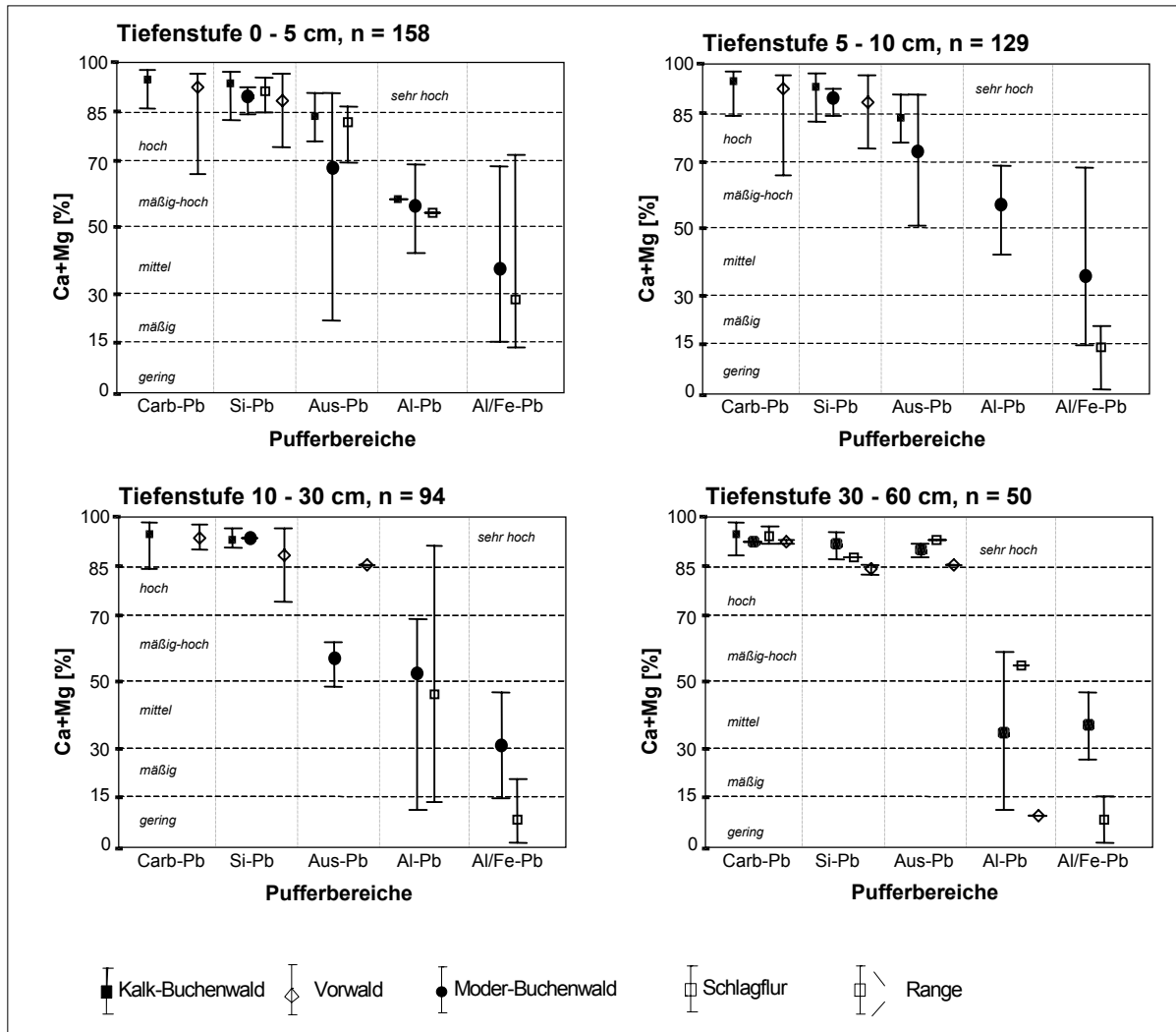
Quelle: Eigene Erhebungen

Als Elastizitätsparameter werden von MEIWES et al. (1984a) und der AK Standortskartierung (1996) die Ca + Mg-Sättigung des Austauscherkörpers in [%] herangezogen. **Abb. 6-24** verdeutlicht die Abhängigkeit der Erdalkalisättigung (ES) vom pH-Wert in den Pufferbereichen und läßt die starken Schwankungen im Probenkollektiv erkennen, die von geringer Elastizität in den Al- und Al/Fe-Pufferbereichen bis zu sehr hoher Elastizität im Silikat- und Carbonat-Pufferbereichen in den Tiefenstufen bis 60 cm reichen. Die Abnahme der Erdalkalisättigung in den pH-Bereichen unter 4,2 stellt sich im Vergleich zu den aus Bilanzfallstudien (z.B. BREDEMEIER 1987, FEGER 1993a) zu erwartenden Sättigungswerten bei gegebenem pH relativ moderat dar. So werden im Al/Fe-Pufferbereich lediglich mit den Extremwerten die für diesen pH-Bereich typische M_a -Sättigung von > 95 % erreicht. Die für diese Pufferbereiche hohe ES-Sättigung ist in der vorliegenden Untersuchung zum einen methodenbedingt, da in Lösung gehende Ca- und Mg-Ionen der Carbonate die ES-Anteile am Austauscher überhöhen, zum anderen spiegelt sich hier die Mikrokompartimentierung der Böden mit aus der Hangbewegung resultierenden Unterschieden im Kalkskelett- und somit Carbonatgehalt im Feinboden, aber auch in der Variabilität des Ionenbesatzes zwischen Aggregatgrenzflächen und -innerem wieder. In ungestörten Böden können sich ausschließende Prozesse nebeneinander vorliegen, die durch die Entnahme als Mischprobe und die Homogenisierung des Bodenmaterials aufgehoben werden. Gleichzeitig ist bei den niedrigen pH-Werten im Al- und Al/Fe-Pufferbereich der Restbestand an M_b -Kationen an relativ stark saure Gruppen gebunden und muß damit Neutralsalzcharakter haben. Bei den gegebenen niedrigen pH-Werten im Al- und Al/Fe-Pufferbereich nehmen die M_b -Ionen nicht mehr an der Säurepufferung teil (FBW 1989, 274). Die löslichen, aus Carbonatlösung stammenden ES-Anteile verbessern in diesem Zusammenhang die Pufferkapazität erheblich.

Auffällig ist die ES der Proben der Schlagflur bis in die Tiefenstufe 10 - 30 cm. Obwohl dieser Standortstyp sehr stark versauert ist - die Extremwerte liegen für diesen Standortstyp bei pH-KCl 3,1-, bewegt sich die ES in hohen Bereichen. Dieser Befund ist im wesentlichen auf die stark variierenden mittleren Profilmächtigkeiten zurückzuführen, die bei der Verrechnung der Tiefenstufen zur Überschneidung von Kalkverwitterungsrückständen (S2, II SwBt) und stark sauren Al-Horizonten (S1) führt.

Aus diesem Grund bestehen spätestens in diesem Profilabschnitt (10 - 30 cm) lediglich signifikante Unterschiede mit unterschiedlicher Schärfe zwischen dem Kalk-Buchenwald und den Schlagflur-, den Moder-Buchenwald- und den Vorwaldflächen, während letztere untereinander nicht signifikant unterschiedlich sind (**Tab. 6-49**).

Abb. 6-24: Tiefenfunktion der Erdalkalisättigung in den Pufferbereichen und Bewertung der Elastizitätsparameter der Standorttypen bis 60 cm Tiefe



Quelle: Eigene Erhebungen

Tab. 6-49: Test auf signifikante Unterschiede der Erdalkalisättigung (ES) zwischen den Standorttypen in den Tiefenstufen 0 - 30 cm

(*** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns = nicht signifikant unterschiedlich, Mo = Moder-Buchenwald, Ka = Kalk-Buchenwald, Sc = Schlagflur, Vo = Vorwald).

ES	Tiefenstufe 0 - 5 cm				Tiefenstufe 5 - 10 cm				Tiefenstufe 10 - 30 cm				Tiefenstufe 30 - 60 cm						
	Ka	Mo	Sc	Vo	ES	Ka	Mo	Sc	Vo	ES	Ka	Mo	Sc	Vo	ES	Ka	Mo	Sc	Vo
Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		*	*	ns
Mo	***		ns	***	Mo	***		*	***	Mo	***		*	***	Mo	*		ns	ns
Sc	***	ns		***	Sc	***	*		***	Sc	***	*		***	Sc	*	ns		ns
Vo	ns	***	***		Vo	ns	***	***		Vo	ns	***	***		Vo	ns	ns	ns	

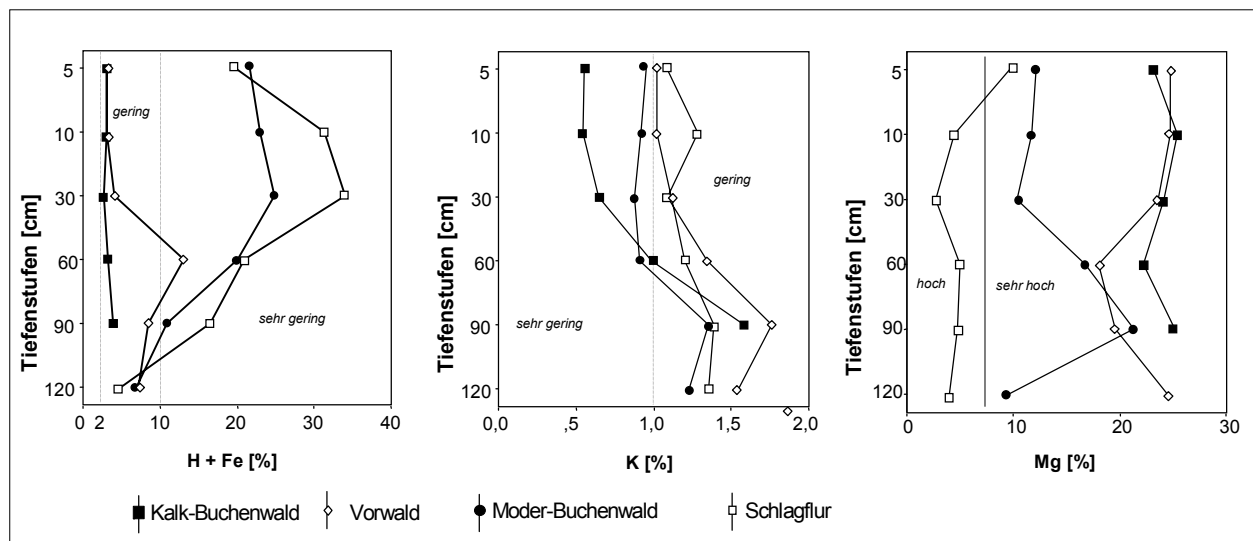
Quelle: Eigene Erhebungen

Die Tiefenverteilung der Elastizitätsparameter H+Fe-Ionen in Prozent der Austauscherbelegung weist dem gesamten Probenkollektiv geringe (Kalk-Buchenwald, Vorwald) oder sehr geringe Elastizität (Moder-Buchenwald, Schlagflur) zu (Abb. 6-25). Im humosen Oberboden führt die teilweise erschöpfte Pufferfähigkeit der Moder-Buchenwald- und Schlagflur-Böden zur Anreicherung von Protonen an den variablen Ladungen der organischen Substanz und zur Freisetzung von Fe-Ionen durch Silikatverwitterung/Tonmineralzerstörung. Dieser Vorgang ist aber lediglich den extrem versauerten Böden mit pH-Werten < 3,5 zuzuordnen, während sich bei höheren pH-Werten die H-Ionen-Belegung am Austauscher

gegenüber den Fe-Ionen erhöht. Weiterhin kann die Infiltration undissoziierter Huminsäuren bei pH-Werten < 3,5 zu einer Erhöhung der H + Fe-Anteile beitragen. Signifikante Unterschiede bestehen zwischen den Standorttypen Kalk-Buchenwald/Vorwald und Moder-Buchenwald/Schlagflur bis in 30 cm Tiefe. In den humusärmeren Unterbodenhorizonten zeugt eine Überschreitung der H + Fe-Anteile von 2 - 5 % am Austauscher von einer Überlastung des Al-Puffers durch starke Säuren in jüngerer Zeit (ULRICH 1986b, 93). Nach den Kriterien zur Beurteilung von Säuretoxizität im Mineralboden ergeben sich somit Hinweise auf akute oder in jüngerer Zeit erfolgte Versauerungsschübe bzw. -vorgänge. Besonders betroffen sind die durch Säuredeposition belasteten Moder-Buchenwaldstandorte sowie die Schlagflurflächen, auf denen die Protonenproduktion durch Überschußnitrifikation zu einer Verschiebung der Ionen-Anteile am Austauscherkörper hin zu M_a -Kationen geführt hat.

Bei diesem Befund ist es nicht überraschend, daß die Gehalte an austauschbarem K fast erschöpft sind. Die prozentualen austauschbaren K-Gehalte sind bis in 120 cm Tiefe als gering, bis in 60 cm auf den Waldstandorten als sehr gering einzustufen. Im Gegensatz zum benachbarten Ackerstandort, der im gesamten Profil austauschbare K-Gehalte > 5 % aufweist (Tab. A 59), wird die K-Unterversorgung der Standorttypen zusätzlich durch geringe K/Ca-Verhältnisse besonders auf den Kalkstandorten beeinflusst (s. Kap. 6.3.4). Erstaunlich ist hier die Tatsache, daß bei den nicht durch Säuretoxizität gefährdeten Profilen des Kalk-Buchenwaldes und des Vorwaldes die austauschbaren K-Anteile bis in 60 cm Tiefe unter 1 % liegen und wie bei den übrigen Profilen erst mit dem Anstieg des Tonanteils im Feinboden in den Bt-Horizonten zunehmen, hier jedoch nicht die hohe K-Sättigung glimmer- oder feldspatreicher Böden annehmen. In den von Carbonat dominierten Profilen ist dies leicht nachzuvollziehen, in den Lößprofilen sind die niedrigen K-Gehalte nicht ohne weiteres erklärbar. Eine mögliche Ursache ist der bereits sehr weit fortgeschrittene Verwitterungsstatus der primären Silikate im Löß mit den nur in Spuren vorkommenden oder an der Nachweisgrenze liegenden röntgendiffraktometrisch analysierbaren Feldspäten und Dreischichttonmineralen (Abb. 6-27). Neben den geringen Gehalten im Feinboden verfügt das Kalkskelett ebenfalls über unzureichende durch Verwitterung nachlieferbare K-Vorräte (Tab. A 48).

Abb. 6-25: Tiefenfunktion der Elastizitätsparameter austauschbare H + Fe-Ionen, K-Ionen und Mg-Ionen in [%] und Bewertung der Elastizität in den Standorttypen



Quelle: Eigene Erhebungen

Bezüglich der Mg-Gehalte bestehen für alle Standorttypen keine Beeinträchtigungen. Dies ist im wesentlichen auf den in manchen Profilen vorliegenden unterschiedlich ausgeprägten Dolomitisierungsgrad des Ausgangsgesteines zurückzuführen und besonders im Kalk-

Buchenwald von Bedeutung. In den stärker versauerten Moder-Buchenwaldstandorten und der Schlagflur können die hohen Mg-Anteile die negativen Einflüsse von geringen Ca/Al-Verhältnissen kompensieren. Allein die Profile der Schlagflur (S1) weisen auch in tieferen Profiltteilen deutlich niedrigere Mg-Anteile als die restlichen Profile auf, sind aber trotzdem hinsichtlich dieses Elastizitätskriteriums nicht als gefährdet einzustufen.

Tab. 6-50: Test auf signifikante Unterschiede der Fe + H-Ionen, der K-Ionen und der Mg-Ionen zwischen den Standorttypen in den Tiefenstufen 0 - 60 cm
 (***) $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, ns = nicht signifikant unterschiedlich, Mo = Moder-Buchenwald, Ka = Kalk-Buchenwald, Sc = Schlagflur, Vo = Vorwald).

Tiefenstufe 0 - 5 cm					Tiefenstufe 5 - 10 cm					Tiefenstufe 10 - 30 cm					Tiefenstufe 30 - 60 cm				
Fe+H	Ka	Mo	Sc	Vo	Fe+H	Ka	Mo	Sc	Vo	Fe+H	Ka	Mo	Sc	Vo	Fe+H	Ka	Mo	Sc	Vo
Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		ns	ns	ns
Mo	***			***	Mo	***			ns	Mo	***			ns	Mo	ns			ns
Sc	***	ns		***	Sc	***	ns		***	Sc	***	ns		***	Sc	ns	ns		ns
Vo	ns	***	***		Vo	ns	***	***		Vo	ns	***	***		Vo	ns	ns	ns	
K	Ka	Mo	Sc	Vo	K	Ka	Mo	Sc	Vo	K	Ka	Mo	Sc	Vo	K	Ka	Mo	Sc	Vo
Ka		**	***	***	Ka		*	**	**	Ka		ns	ns	*	Ka		ns	ns	ns
Mo	**		ns	ns	Mo	*		ns	ns	Mo	ns		ns	ns	Mo	ns			ns
Sc	***	ns		ns	Sc	**	ns		ns	Sc	ns	ns		ns	Sc	ns	ns		ns
Vo	***	ns	ns		Vo	**	ns	ns		Vo	*	ns	ns		Vo	ns	ns	ns	
Mg	Ka	Mo	Sc	Vo	Mg	Ka	Mo	Sc	Vo	Mg	Ka	Mo	Sc	Vo	Mg	Ka	Mo	Sc	Vo
Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		***	***	ns	Ka		ns	**	ns
Mo	***		ns	***	Mo	***		ns	***	Mo	***		ns	***	Mo	ns		ns	ns
Sc	***	ns		***	Sc	***	ns		***	Sc	***	ns		***	Sc	ns	ns		*
Vo	ns	***	***		Vo	ns	***	***		Vo	ns	***	***		Vo	ns	ns	*	

Quelle: Eigene Erhebungen

6.4.2 Säureakkumulation im Boden

Aus den theoretischen Vorüberlegungen in Kap. 4.3.3 geht hervor, daß Böden im Austausch-Pufferbereich nur geringe Säuremengen abpuffern können und hier der pH-Bereich nach Versauerungsschüben relativ schnell verlassen wird. Die Puffersubstanzen sind M_b -Kationen, die durch H-Ionen ausgetauscht werden. Die so eingetauschten H-Ionen setzen in langsamen Reaktionen Al aus dem Silikatgitter frei, das dann in austauschbarer Form vorliegt und in Form von Al-Hydroxo-Komplexen im Zwischenschichttraum der Tonminerale sehr fest gebunden wird. Die vorhandenen Austauscherplätze werden blockiert und/oder von permanenten in variable Ladungen umgewandelt, da die Al-Hydroxo-Komplexe dissoziationsfähige OH-Gruppen enthalten. Ausgehend von dieser Überlegung kann davon ausgegangen werden, daß X_{Al}^S im Boden von einem in jüngerer Zeit abgelaufenen Versauerungsschub stammt. AKe/AKp-Verhältnisse deutlich unter 1 sind dagegen Ausdruck früherer Versauerungsschübe, selbst wenn die pH-Werte über 5 liegen und X_{Al}^S fehlt. Da austauschbares Al, Mn und Fe unter H-Ionenverbrauch von der oxidischen Bindung in die austauschbare überführt wurde, kann deren Summe als Maß für die im Boden verbliebene Säuremenge aus abgelaufenen Versauerungsvorgängen betrachtet werden. Gleiches gilt für Zwischenschicht-Al, für das die Differenz aus AKp minus AKe ein konventionelles Maß darstellt. Die Summe von austauschbaren Al, Mn und Fe kann deshalb als ein Maß für die im Boden verbliebenen Säuremenge aus abgelaufenen Versauerungsvorgängen betrachtet werden. Sie wird als Versauerungsäquivalent bezeichnet und berechnet sich folgendermaßen:

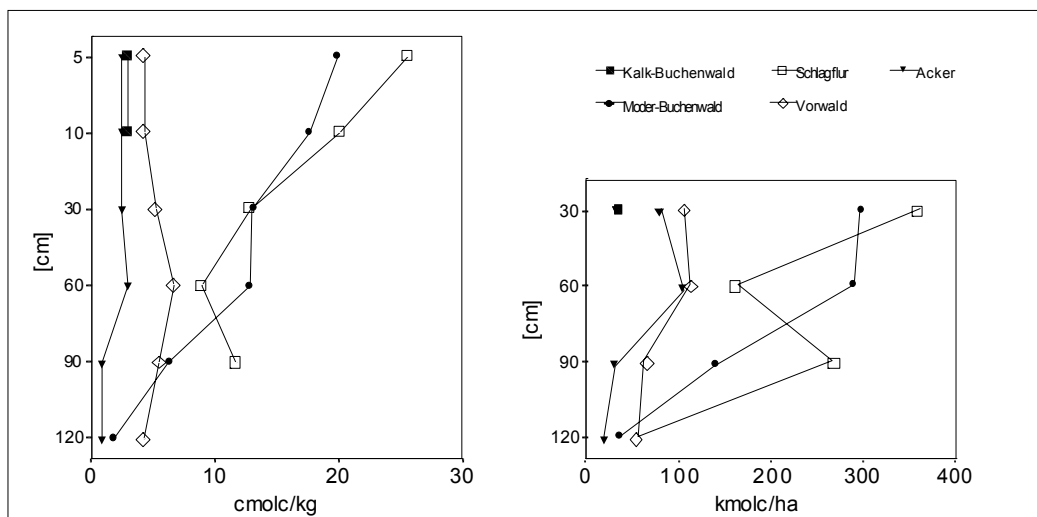
$$\text{Gleichung 24} \quad \text{Versauerungsäquivalent} = (AKp - AKe) + (X_{H}^S + X_{Mn}^S + X_{Fe}^S + X_{Al}^S) \quad (\text{MEIWES et al. 1984})$$

Die aus den Versauerungsäquivalenten berechneten Säuremengen stellen allerdings nur einen Teil der im Boden wirksam gewordenen und aufgespeicherten Säuren dar, da unter dem Einfluß der sauren Deposition M_a -Kationen zusammen mit den Anionen SO_4^{2-} und NO_3^- starker Säuren ausgewaschen werden. Da die ausgewaschenen Säurekontingente im verkarsteten Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Belastung der Grundwässer nicht von Bedeutung sind, sollen hier lediglich die im Boden verbleibenden Vorräte betrachtet werden.

Vergleicht man die Standorttypen miteinander, fällt eine deutliche Zweiteilung des

Profilkollektivs auf Moder-Buchenwald und Schlagflur weisen mit Säureäquivalenten von 20 bzw. 25 cmol_c/kg Boden die größte gespeicherte Säuremenge auf, die zum Unterboden kontinuierlich abnimmt (**Abb. 6-26**). Die Kalk-Buchenwaldflächen haben nur geringe aufgespeicherte Säuremengen, da die Pufferung hauptsächlich durch die Carbonatauflösung funktioniert und die Anionen zuvor deponierter Säuren (NO_3 und SO_4) zusammen mit Ca- und Mg-Ionen den Boden verlassen. Gleichzeitig ist in diesen Profilen der Basenverlust am ausgeprägtesten, was an der Element-Bilanzierung im Feinboden und im Kalkskelett zu erkennen ist (**Abb. 6-12** und **Abb. 6-13**). Etwas höher liegen die austauschbaren Säureäquivalente des Vorwaldes, der einen umgekehrten aber schwächer ausgeprägten Tiefengradienten wie die stark versauerten Standorte zeigt. Die Zunahme der gespeicherten Säuremenge mit der Profiltiefe deutet auf einen aktuellen Rückgang des Säureeintrages mit der Reduktion der Äquivalentsummen und der gleichzeitigen Erhöhung der Pufferfähigkeit im Oberboden hin. Die Freisetzung aufgespeicherter Säure erkennt man aktuell an den hohen Sulfatkonzentrationen im Sickerwasser, die aus der Auflösung von Aluminiumsulfaten stammen. Insgesamt ist die aufgespeicherte Säuremenge der Waldprofile auf Löß in allen Bodentiefen größer als die des Ackerstandorts, ein Hinweis auf die höhere Säuregesamtd deposition in Wäldern gegenüber Freiflächen, deren quantitative Bewertung in Kap.6.2.4 vorgestellt wurde.

Abb. 6-26: Tiefenfunktion aufgespeicherter Säureäquivalentkonzentrationen und -vorräte (Acker (A), Kalk-Buchenwald (K1), Moder-Buchenwald (M1, M2, M4), Schlagflur (S1) und Vorwald (V1, V2))



Quelle: Eigene Erhebungen

Die Analyse der aufgespeicherten Säurevorräte in $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$, bei der die Horizontmächtigkeit und die Lagerungsdichte einbezogen werden, veranschaulicht die Funktion des Wurzelraumes (Σ bis 90 cm für die Lößprofile, **Tab. 6-51**) als Säurespeicher. Die Mengen liegen mit 303 und $380 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$ im Moder-Buchenwald und der Schlagflur in 0 – 30 cm Tiefe um das Zehnfache über den Kalk-Buchenwaldprofilen. Die Böden des Vorwaldes und des Ackers erreichen mit ca. 1/3 der aufgespeicherten Säuremenge des Oberbodens der Wald- bzw. Schlagflurflächen. Die Säuremengen im Wurzelraum sind auf der Schlagflur und im Moder-Buchenwald mit 810 bzw. $736 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$ fast um das Dreifache höher als auf den letztge-

Tab. 6-51: Tiefenfunktion der aufgespeicherte Säuremengen in $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1}$ (K=Kalk-Buchenwald, M=Moder-Buchenwald, S=Schlagflur, V=Vorwald, A=Acker)

[cm]	K	M	S	V	A
30	31,7	303,0	379,1	113,1	81,6
60		292,5	162,1	114,4	104,1
90		140,1	268,3	65,5	29,3
120		38,0		53,9	19,6
150					155,5
>150					20,3
Σ 90 cm	31,7	735,5	809,5	293,0	214,9

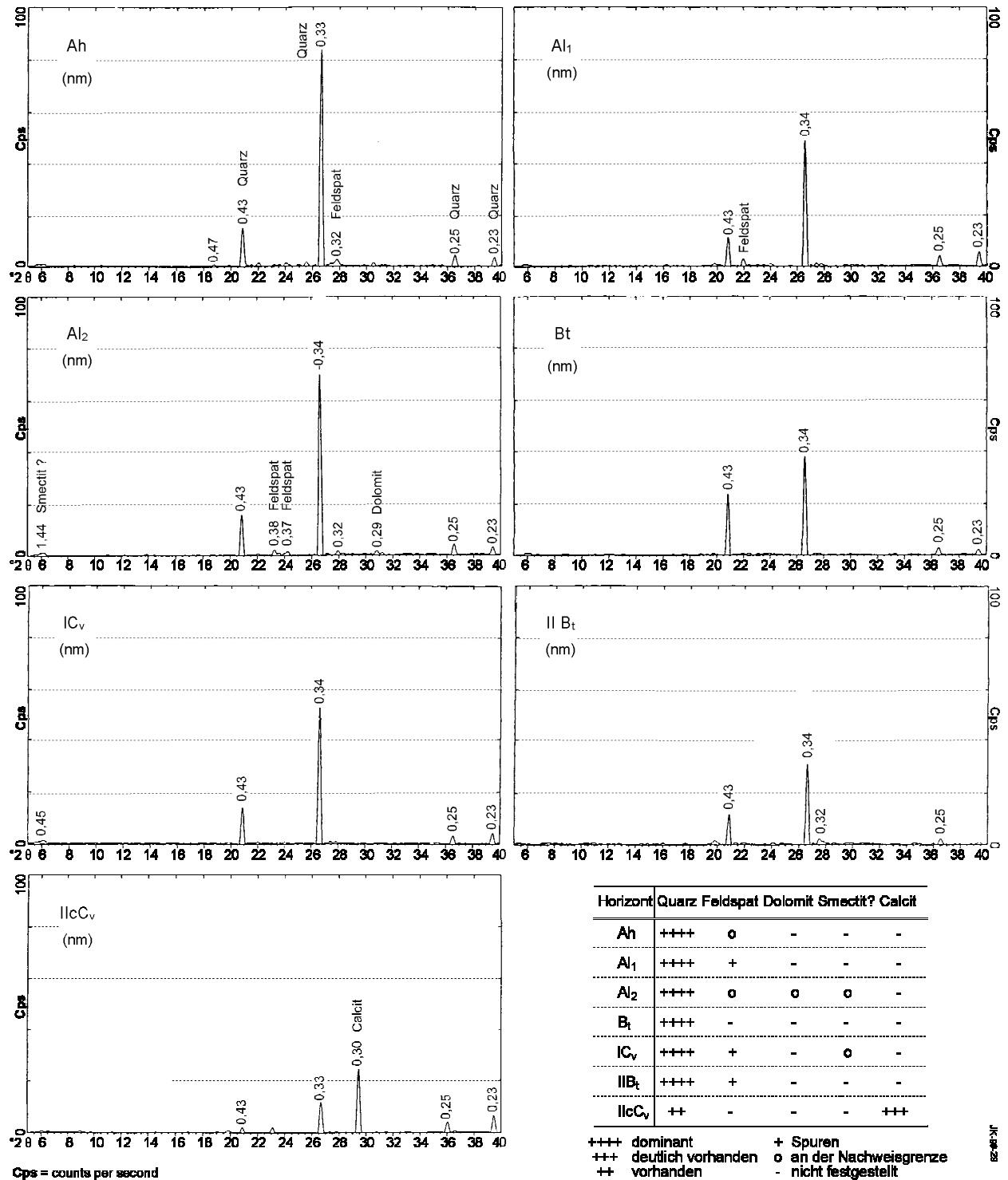
Quelle: Eigene Erhebungen

nannten Standorten (**Tab. 6-51**). Schätzt man die kumulierte Säuremenge, die dem System seit Beginn der Industrialisierung seit 1860 zugeführt wurde mit einer im Untersuchungszeitraum von Juni 1996 bis Juli 1997 gemessenen Freiland- und Gesamtsäuredeposition von 1,04 bis 2,14 kmol_c·ha⁻¹·a⁻¹, so liegen die aufgespeicherten Säuremengen in den Böden deutlich über 130 – 260 kmol_c·ha⁻¹ (kumulierte Säuremengen, s. Kap. 4.3.3). Berücksichtigt man lediglich den Netto-Säureeintrag (AC_{(pot)dep}), der um den Anteil der potentiell basisch wirkenden Depositionen bereinigt wurde, bleibt unter der Annahme der gleichmäßigen Säuredeposition in den letzten 130 Jahren eine kumulative Säurebelastung von 130 – 180 kmol_c·ha⁻¹ für die Niederschlags- und Gesamtd deposition. Die von FEGGER (1993a) deutlich gemachte historische Waldnutzung und Bodendegradation durch Biomasseentzug (hier nicht quantifiziert) ist vermutlich für die doch erheblich höher liegenden aufgespeicherten Säuremengen in den Böden verantwortlich. Dabei handelt es sich für das Untersuchungsgebiet um eine konservative Schätzung, da dieses Verfahren nur die im Boden aufgespeicherten, also dort verbleibenden Säuremengen erfaßt, nicht aber die mit dem Sickerwasser bereits aus dem System entfernten Mengen berücksichtigt.

Der Tiefengradient akkumulierter Säuren in der Schlagflur (**Tab. 6-51**), mit einer Abnahme der Mengen zwischen 30 und 60 cm, ist möglicherweise auf den Verlust der Bodenfestsubstanz durch Tonmineralzerstörung zu erklären, so daß hier insgesamt weniger Austauschplätze zur Verfügung stehen. Bestätigt wird dieser Befund durch die röntgendiffraktometrische Analyse des Mineralbestandes eines versauerten Profils der Schlagflur (**Abb. 6-27**), das bis in die tonreichen Verwitterungsrückstände des anstehenden Kalkes fast ausschließlich Quarze im Wurzelraum enthält. Inwieweit es sich dabei um Verwitterungsrückstände aus der Tonmineralzerstörung, also schlechtkristalline Si-Überzüge bzw. -Hüllen über den Silikaten handelt, muß in weitergehenden Untersuchungen aufgeklärt werden (s. dazu VEERHOFF 1992). Indirekt kann man diese Annahme aber an der Tiefenfunktion einiger bodenchemischer Parameter erkennen. So weisen die AKe sowie das Verhältnis von AKe/AKp besonders starke Einbrüche in den Tiefenstufen 10 – 60 cm (Al-Horizonte) auf (**Tab. 6-52**), und die AKe erreicht sogar in 90 cm Tiefe geringere Werte als im humosen Oberboden. Gleichzeitig ist die Säurekonzentration als auch die aufgespeicherte Säuremenge in den Tiefen bis 30 cm am größten und korreliert ebenfalls mit der organischen Substanz als Speicher. Die BS liegt in 90 cm Tiefe zwar bei 69 % doch auf allgemein niedrigem AKe-Niveau < 5 cmol_c·kg⁻¹ (**Tab. 6-52** und **Tab. A 71**). Diese Befunde können als deutliches Indiz der Blockierung der Tonmineralzwischen-schichten mit Al-Hydroxokomplexen und/oder der Zerstörung der Tonminerale gewertet werden. Beide Prozesse können nebeneinander vorliegen, da die Bodenversauerung nicht den gesamten Boden gleichermaßen erfaßt, sondern durch Mikrokompartimentierung (z.B. Aggregatoberflächen und -innenräume) sowie die Exposition der Rhizosphäre und Wurzelbahnen gegenüber verstärkter Versauerung die pH-Bereiche und somit die Wirksamkeit bestimmter Prozesse sehr stark variieren können (RASTIN & ULRICH 1985). Erst wenn die Versauerungsfront die Kalkverwitterungsrückstände unterhalb von 90 cm Profiltiefe erreicht, erfolgt die komplette Pufferung der eingetragenen Säuremengen und die ES liegt über 90 %. Die Versauerungsäquivalente werden im untersuchten Profil S1 vorwiegend durch austauschbare Al-Ionen bestimmt. Die Beziehung zwischen beiden Parametern ist mit $r = 0,846$ signifikant. Die aufgespeicherten Säureäquivalente in Form von Al-Ionen führen hier bei gleichzeitig sehr geringer Elastizität zumindestens zeitweise zum Absinken der austauschbaren Ca/Al-Verhältnisse in kritische Bereiche (Kap. 6.4.4).

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-27: Röntgendiffraktometrische Auswertung einer podsoligen Parabraunerde der Schlagflur (S1)
(Angaben für Korngrößen < 63µm)



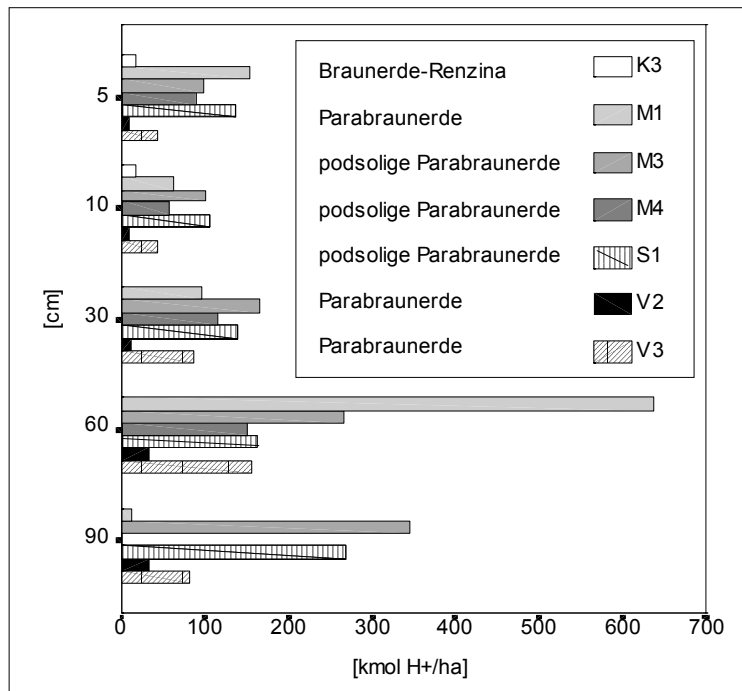
Tab. 6-52: Tiefenfunktion der AKe, der AKe/AKp-Verhältnisse, Basensättigung, Elastizitätsparameter sowie der Versauerungsäquivalente einer podsoligen Parabraunerde der Schlagflur (S1)
(BS = Basensättigung, ES = Erdalkalisättigung)

Tiefenstufen [cm]	Horizonte	n	pH	Aufgespeicherte H ⁺ -Ionen [mmol _c ·kg ⁻¹]	AKe [cmol _c ·kg ⁻¹]	AKe/AKp	BS [%]	ES [%]	Versauerungsäquivalente [kmol _c ·ha ⁻¹]	[cmol _c ·kg ⁻¹]
0-5	Aeh	5	3,43	0,20	10,4	0,53	29,05	27,39	135,4	25,5
10	Al1	5	3,55	0,16	5,6	0,55	17,75	16,15	106,5	20,1
30	Al2	6	3,77	0,13	3,2	0,52	10,49	8,77	137,3	12,9
60	Al2/Bt	6	3,73	0,13	3,5	0,56	14,68	12,80	162,1	9,0
90	IlBt	6	4,83	0,03	4,3	0,82	69,28	67,25	268,3	11,6
90+	IlcCv	2	7,30		56,1		92,24	90,41		

Quelle: Eigene Erhebungen

Der Vergleich der Böden der untersuchten Varianten zeigt, daß die aufgespeicherten Säuremengen bis in 30 cm Tiefe für alle Profile eng beieinander liegen (**Abb. 6-28**). Ausnahmen sind in K3 und V2 vorzufinden, deren Versauerungsäquivalente die Werte der oben genannten Profile nicht erreichen, da im carbonatreichen Boden des Kalk-Buchenwaldes Protonen durch die Lösungsverwitterung der Carbonate gepuffert und mit dem Sickerwasser abgeführt werden. Die Lößprofile des Vorwaldes weisen zwar nur sehr geringe Carbonatmengen im Feinboden auf, doch verfügen sie über einen größeren Skelettanteil als die übrigen Lößprofile, so daß die Pufferung durch die Auflösung des Kalkskeletts erfolgen kann (V2). V3 weist hingegen einen den übrigen Lößprofilen entsprechenden geringen Skelettanteil auf, so daß die Protonenpufferung hier ebenfalls nur untergeordnet durch Carbonate aus dem Skelett erfolgt.

Abb. 6-28: Tiefenfunktion der aufgespeicherten Versauerungsäquivalente ausgewählter Profile



Quelle: Eigene Erhebungen

Die aufgespeicherten Säuremengen des Profils V3 entsprechen in etwa den Moder-Buchenwald-Profilen, allerdings mit einer Zunahme in den unteren Profiltteilen. Die größten Vorräte sind in allen Profilen in 60 bzw. 90 cm mit besonders hohen Werten für M3 und S1 aufgespeichert. Diese Tiefenstufen markieren in den Profilen die Lage der Versauerungsfront (M1: 60 cm, M3: 90 cm, M4:60 cm, S1: 90 cm). In den Vorwald-Profilen ist mit der Tiefe eine Zunahme der Säurevorräte im Boden, allerdings auf niedrigerem Niveau als in den übrigen Profilen, festzustellen. Die Varianten unterscheiden sich hinsichtlich dieses Parameters in den einzelnen Tiefenstufen nicht signifikant. Allerdings bestehen zwischen den Tiefenstufen

Abweichungen in der Speicherkapazität, die auf verschiedene Substanzen zurückzuführen sind. So korrelieren die Versauerungsäquivalente in 0 - 5 cm Tiefe hoch signifikant mit dem Humusgehalt ($r = 0,853^{**}$), während in 30 - 60 cm Tiefe ein hoch signifikanter Zusammenhang mit dem Tongehalt besteht ($r = 0,837^{**}$) (**Tab. A 71**).

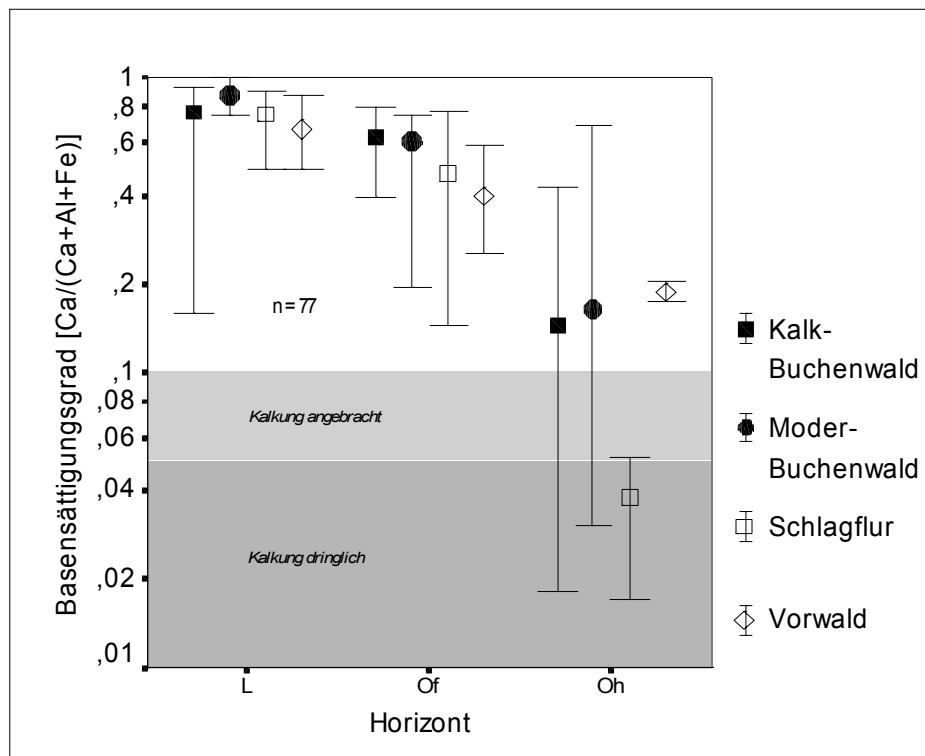
6.4.3 Humusqualität und Mikroorganismenaktivität

Die Kennwerte zur Beurteilung der Humusqualität sind in **Tab. A 34** bis **Tab. A 43** zusammengefaßt. Betrachtet man die einzelnen Profile, liegen die Schwankungen der Werte der Auflagehorizonte in den Klassifikationsgruppen für C-, N- und P-Gehalte sowie des C/N-Verhältnisses bis auf Ausnahmen weit unter einem Variationskoeffizienten von 30 %. Abweichungen von diesem bestehen lediglich für das C/P-Verhältnis, daß zwischen 173 und 2 % in den Oh-Horizonten variiert. Die mittleren Werte des gesamten Probenkollektivs der organischen Auflagehorizonte (Oh-Horizonte) schwanken für das C/N-Verhältnis zwischen 10 und 20, für das C/P-Verhältnis zwischen 158 und 993. Insgesamt erreichen die C-Gehalte in den Oh-Horizonten im Mittel 31,3 % (26 – 35 % für die Standorttypen), die N-Gehalte 1,64 % (1,35 - 1,77%) und die P-Gehalte 0,06% (0,05 - 0,07 %). Daraus resultieren mittlere C/N- bzw. C/P-Verhältnisse von 18,7 (16,3 - 19,9) bzw. 408 (143 - 704) (**Tab. A 36**). Bei C/N-Verhältnissen > 20 bzw. C/P-Verhältnissen > 200 wird die mikrobielle Tätigkeit durch N- bzw. P-Mangel gehemmt (MEIWES et al. 1984a, 51). Die Bewertung der mikrobiellen Aktivität mit Hilfe des C/N-Verhältnisses wird allerdings durch die in jüngster Zeit angestiegenen N-Immissionen in Waldbestände erschwert (ULRICH 1983, ZEJSCHWITZ 1985, WOLFF & RIEK 1994, HILDEBRAND 1994 und 1995, DISE et al. 1998). Da die pH-Werte im Untersuchungsgebiet wesentlich weitere Verhältnisse erwarten lassen, ist im untersuchten Probenkollektiv ebenfalls eine Verengung des C/N-Verhältnisses durch atmogene N-Einträge zu vermuten (**Abb. 6-16**). Die Aktivität der Streuzersetzer und die Bestandesart (Buchenwald, Schlagflur oder Vorwald) macht sich weiterhin im gesamten Humusvorrat der organischen Auflagehorizonte bemerkbar. Die größten Vorräte erreichen die Waldstandorte mit 110 bzw. 70 t TM·ha⁻¹, gefolgt von der Schlagflur mit 100 t TM·ha⁻¹ (**Tab. A 35**). Dieser, im Vergleich zu den Waldstandorten hohe Wert, resultiert aus einem Profil der Schlagflur (S1) mit hohen Vorräten im Of-Horizont und kann als Relikt der ehemaligen Waldbedeckung gewertet werden. S2 und die Profile des Vorwaldes weisen dagegen geringere Vorräte von ca. 20 t TM·ha⁻¹ (S2) bzw. 14 t TM·ha⁻¹ (Vorwald) auf. Wegen der bereits angesprochenen Heterogenität des Geländes und der gravierenden Eingriffe durch die Stürme bzw. Baumentnahme sind die Humusaufgaben z. T. gestört bzw. Material zusammengeschoben worden, so daß eine Interpretation nur vorsichtig erfolgen darf. Der mittlerweile 15-jährige Vorwald weist allerdings alle Profile mit Vorräten in der Humusaufgabe aus, die weniger als 1/10 der Waldstandorte entsprechen, so daß also der Substanzverlust nach der Baumentnahme und der in Folge geringeren Streunachlieferung deutlich wird.

Der Basensättigungsgrad der organischen Auflagehorizonte, als Maß für die bei der Zersetzung potentiell freisetzbaren Ca- oder Al- bzw. Fe³⁺-Ionen, weist selbst für die Kalk-Buchenwaldstandorte, dort wo Oh-Horizonte vorhanden sind, für diese kritische Werte unter 0,1, sogar unter 0,05 auf, die nach Erfahrungen aus Bilanzstudien (MEIWES et al. 1984a) eine Kalkung angebracht erscheinen lassen oder, bei Erreichen letzteren Wertes, als dringlich ansehen (**Abb. 6-29**). Die Abnahme der Basensättigung im Laufe der Mineralisierung spiegelt sich in der Verteilung der Verhältnisse des Ca zu den M_a-Ionen in den Humushorizonten wider (**Tab. A 37** und **Tab. A 38**). So weisen die L-Horizonte i.d.R. über 50 % BS auf, die in den Of-Horizonten zugunsten der M_a-Kationen abnimmt und schließlich in den Oh-Horizonten die niedrigsten Werte erreicht. Der Basensättigungsgrad steigt von kritischen Werten der Schlagflur-Humusaufgaben von mittleren 0,03, für die die Bewertungskriterien eine Kalkung vorsehen, über die Auflagen des Moder- (0,06 ohne M4) und Kalk-Buchenwaldes (0,11) auf außerhalb des Gefährdungsbereiches liegende Verhältnisse von > 13 % im Vorwald (**Tab. A 38**, **Abb. 6-29**).

Die z.T. kritischen Werte sind nicht, wie man annehmen könnte, auf eine Vermischung der Oh-Horizonte mit mineralischem Oberbodenmaterial der stark versauerten Parabraunerden zurückzuführen, sondern betreffen auch die flachgründigen Rendzinen des Kalk-Buchenwaldes, die in der Regel > 90 % BS im Ah-Horizont aufweisen. Weiterhin erreichen die Basensättigung und die X_{Ca^S} [%]-Anteile in den Mineralböden der versauerten Parabraunerden wesentlich höhere Werte als in den Oh-Horizonten (**Tab. A 56**).

Abb. 6-29: Spannweite und Mittelwerte des Basensättigungsgrades der organischen Auflagehorizonte differenziert nach Standorttypen und Schwellenwerte für Meliorationskalkungen (Schwellenwerte für Meliorationskalkungen nach MEIWES et al. (1984))



Quelle: Einige Erhebungen

6.4.4 Säuretoxizität und Schwermetallbelastung

Die Bewertung der Säuretoxizität und der potentiellen Gefährdung der Böden durch Schwermetalle soll im folgenden durch die Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Verhältnisse sowie die austauschbaren M_s -Ionen (Zn, Cd, Pb) analysiert werden.

6.4.4.1 Al- und H-Toxizität

Nach ROST-SIEBERT (1985) besteht für Ca/Al-Verhältnisse < 1 sowie für Ca/H-Verhältnisse < 1 in der Bodenlösung die potentielle Gefährdung des Wurzelwachstums bzw. die Schädigung der Wurzeln von Buchen. Gleichzeitig nimmt durch die Abnahme der Ca/Al-Verhältnisse in der Lösung der Ca/Al-Quotient in den Wurzeln ab und die Wurzelschäden nehmen zu, was in Folge zu Schäden am Sproß führt. Die Schranken für eine solche Schädigung liegen bei den Ca/Al-Verhältnissen in den Wurzeln bei 0,5, wenn die Lösungen Verhältnisse zwischen 0,5 und 0,2 aufweisen. Deutlich früher setzt die Gefährdung von Buchenkeimlingen durch niedrige Ca/H-Verhältnisse ein, da diese wesentlich empfindlicher auf H^+ -Ionen reagieren und schwere Schäden bereits unter Verhältnissen von 1 auftreten (NEITZKE 1986, ROST-SIEBERT 1985). Gegenüber Fichten zeigen sich die Buchen hinsichtlich der H-Toxizität zwar um eine Zehnerpotenz sensibler, sie verfügen aber andererseits über eine höhere Restitutionspotenz infolge ihrer wesentlich besser entwickelten Fähigkeit, geschädigte Wurzelspitzen durch

Neuaustrieb zu ersetzen. Bei Ca/H-Verhältnissen < 1 treten ebenfalls zunehmend Schäden am Sproß auf.

Diese Schranken gehen auf Kulturexperimente zurück, die unter kontrollierten pH-Bedingungen und Lösungszusammensetzungen an Buchenkeimlingen vorgenommen wurden. Die Übertragbarkeit dieser Studien auf Freilandverhältnisse sollte deshalb vorsichtig ausfallen. Die Kulturexperimente untersuchten jeweils monokausale Beziehungen zwischen Parametern. In der Natur sind die Vorgänge komplexer und auch der Boden als Ort der Prozessabläufe wesentlich durch seine Mikrokompartimentierung und pedogenetische Entwicklung geprägt. Die miteinander interagierenden Stoffe und Oberflächen können im Boden somit kleinräumig wechseln, aber auch bei homogenen Ausgangsmaterialien sind die komplexen Wechselwirkungen der beteiligten Substanzen letztendlich nur schwer abzuschätzen. Die in dieser Untersuchung eingeschlagene Vorgehensweise zur Aufdeckung einer potentiellen Gefährdung des Wurzelraumes durch Säuretoxizität mittels der Molverhältnisse der austauschbaren Ca-, Mg-, Al- und H-Ionen kann deshalb nur eine grobe Abschätzung möglicher Beeinträchtigungen geben. Hier liegt die Annahme zugrunde, daß die Bodenlösung Abbild der austauschbaren M_b -, M_a - und M_s -Ionen ist. Eingeschränkt wird diese Annahme durch die Tatsache, daß die einzelnen Elemente unterschiedliches Mobilisierungsverhalten, je nach Konzentration, Wertigkeit und Säure/Basenstatus des Bodens aufweisen. Aus diesem Grund wurden für einige Profile zusätzlich die Gehalte in wässrigen Extrakten analysiert und mit den austauschbaren Werten in Beziehung gesetzt. Weiterhin wurden für den Zeitraum eines Jahres die Sickerwässer mittels Saugkerzen untersucht und die Verhältnisse in der Bodenlösung analysiert. Somit ist eine Überprüfung der austauschbaren Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse möglich. Diese, aus Sickerwasseruntersuchungen stammenden Werte, werden aber in gleichem Maße wie die austauschbaren Gehalte von den oben genannten komplexen Wechselwirkungen der Stoffe untereinander und der Mikrokompartimentierung im Boden beeinflußt und entsprechen nicht den unter Laborbedingungen ermittelten Toxizitätsschranken. Es ist z. B. nicht ausreichend geklärt, inwieweit die gleichzeitige Anwesenheit von Ca- und Mg-Ionen positiv auf die Höhe der Toxizitätsschranken nach ROST-SIEBERT (1985) auswirken. Andererseits können additive Verstärkungen von Säure- und Schwermetalltoxizität nicht ausreichend quantifiziert werden. Es ist aber davon auszugehen, daß bei gleichzeitig niedrigen pH-Werten mit potentieller Säuretoxizität durch niedrige austauschbare Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse auch austauschbare Schwermetalle hohe Konzentrationen annehmen. Durch diesen Säure- und Schwermetallmix werden vermutlich nicht nur die Feinwurzeln geschädigt und in ihrem Längenwachstum beeinträchtigt, sondern auch die mineralisierende Mikroorganismenwelt negativ beeinflußt. Diese Zusammenhänge konnten in Ansätzen indirekt durch die Messung der Bodenatmung aufgezeigt werden (**Tab. 6-53**). Neben den Konzentrationen an Schadelementen und den Verhältnissen von Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H spielt die Kontaktdauer der Wurzeln mit toxisch wirkenden Substanzen eine Rolle. So konnte NEITZKE (1986) eine Verschärfung der Wirkung mit zunehmender Einwirkdauer ebenfalls in Kulturversuchen nachweisen.

Die Tiefenfunktion der Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse ist in **Abb. 6-30** für die untersuchten Profile gruppiert nach Standorttypen dargestellt. Zur Vergleichbarkeit der Molverhältnisse sind die Tiefenstufen bis maximal 120 cm Tiefe ausgewertet worden. In den Abbildungen sind die Toxizitätsschwellen für Al- und H-Toxizität angegeben ($< 0,1$ und < 1). Es wird deutlich, daß lediglich das Leitprofil der Schlagflur (S1) bis in 60 cm Tiefe und ein Profil des Moder-Buchenwaldes (M3) bis in 90 cm Tiefe die Al-Toxizitätsschwelle von $< 0,1$ mit den austauschbaren Molverhältnissen erreicht, die restlichen Schlagflur- und Moder-Buchenwaldprofile lediglich in den oberen 10 cm betroffen sind und sich bei den Vorwald-Profilen eine Verkleinerung des Verhältnisses außerhalb kritischer Bereiche mit zunehmender Profiltiefe anzeigt. Die Kalk-Buchenwald-Profile liegen mit Verhältnissen über 30 erwartungsgemäß außerhalb jeglicher Gefährdung. Ungünstiger sind die Ca/H- und

Mg/H-Molverhältnisse. Die versauerten Standorte weisen hohes Gefährdungspotential auf, da bis in Profiltiefen von 120 cm die kritischen Werte unterschritten werden und erst mit dem Erreichen der anstehenden Plattenkalke oder der Kalkverwitterungshorizonte wieder sprunghaft ansteigen. Im Vorwald sind die Unterböden stärker betroffen, besonders ausgeprägt ist der Rückgang der Verhältnisse im Al und Bt+ICv-Horizont der Parabraunerde V3 und den Al, Bt+ICv-Horizonten der Profile V1 und V2. Die sprunghafte Änderung der Verhältnisse im Profil V3 zeigt wieder deutlich den Schichtwechsel im Profil an. In dem verschütteten II Ah+Bt-Horizont gehen die Al-Anteile wegen der hohen Affinität besonders von Ca zur organischen Substanz stark zurück und führen zu einem Hochschnellen der Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse.

Die Kontrollmessungen der wässrigen Extrakte haben für die Profile S1, S2, M1, M3 und M4 ähnliche und ebenfalls in kritischen Bereichen liegende Werte ergeben, teilweise sind die Verhältnisse in den WE-Proben noch geringer als die austauschbaren Verhältnisse (**Tab. A 77**). Die Sickerwasserproben weisen für die ermittelten Jahresmittelwerte die Profile des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur hinsichtlich der Ca/H und Mg/H-Verhältnisse als gefährdet aus. Hier liegen die Verhältnisse z. T. deutlich unter den Schwellenwerten. Die jahreszeitliche Dynamik der Konzentrationen und damit auch der Verhältnisse von Ca-, Mg-, Al- und H-Ionen zueinander ist erheblichen Schwankungen unterworfen, so daß einige Profile zumindestens zeitweise in die Nähe kritischer Werte gelangen (**Tab. A 61**). Die Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse des Kalk-Buchenwaldes und des Vorwaldes weisen erwartungsgemäß während des gesamten Jahres ausreichend hohe Mg- und Ca-Ionenkonzentrationen im Sickerwasser auf, so daß für diese Elemente keine Mangelsituation eintritt und eine Gefährdung durch Al- oder H-Toxizität nicht vorliegt. Anders verhalten sich die einige Profile im Moder-Buchenwald und auf der Schlagflur. Hier werden besonders in den Profilen S1 und M1 für Ca/Al und Ca/H-Ionenverhältnisse Werte unter 1 erreicht. Für diese Standorte ist somit grundsätzlich von einer Gefährdung durch H-induzierte Wurzelschäden auszugehen. Al-ausgelöste Beeinträchtigungen der Wurzeln sind aber eher unwahrscheinlich, da wegen der in allen Profilen vorliegenden relativ hohen organischen Bestandteile, eine Komplexierung und somit Entgiftung desselben stattfindet.

Der Moder-Buchenwaldstandort M1, bei dem die Saugkerzen im Stammfußbereich installiert wurden, weist Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse auf, die zwischen 1 und 10 liegen. Die Profile S1 und S2 befinden sich im Jahresverlauf in den Ah- und Al-Horizonten in kritischen Bereichen der Mg/Al Verhältnisse < 1 , bzw. weisen Mg/H-Verhältnisse um 1 auf. Neben der potentiellen Gefährdung durch Säuretoxizität ist hier auch von einer erschwerten Mg-Aufnahme der Feinwurzeln auszugehen.

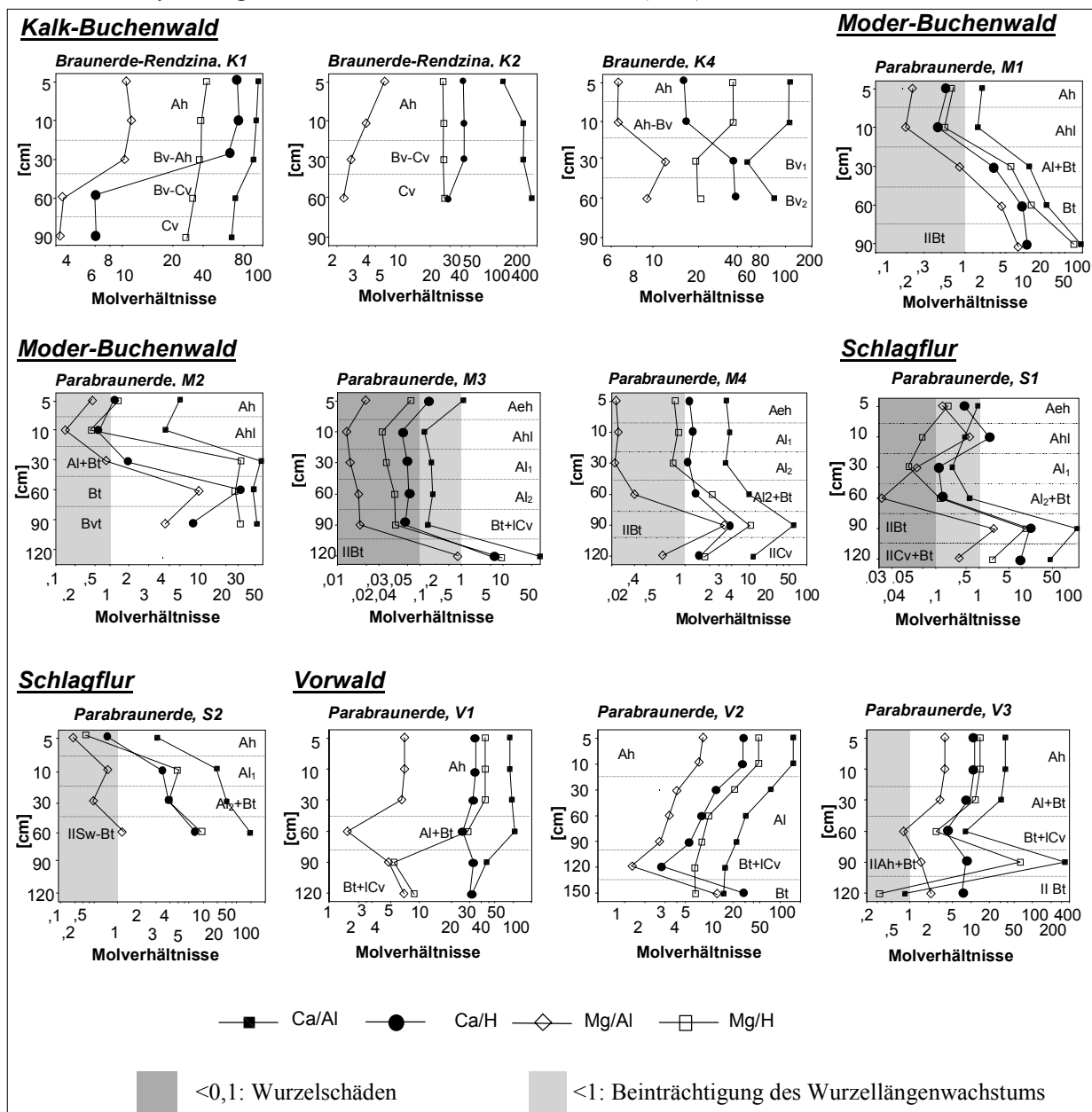
Im Gegensatz zu Fichten reagieren Buchen besonders empfindlich auf Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse < 1 (ROST-SIEBERT 1985). Diese werden in den Profilen der Schlagflur im Jahresverlauf mehrmals während der frühjährlichen und herbstlichen Mineralisierungsschübe, die mit Überschußnitrifikation und der damit verbundenen Protonenproduktion gekoppelt sind, unterschritten oder erreicht. Auffallend ist die gegenläufige Entwicklung der Verhältnisse im Sickerwasser des Moder-Buchenwaldes (M1) und der Schlagflur (S1). Die Waldprofile neigen nur im Ah-Horizont zur Säuretoxizität und die Situation entspannt sich mit zunehmender Profiltiefe. Diese Entwicklung ist auf den Umstand zurückzuführen, daß sowohl die Ober- als auch die Unterbodenhorizonte im Gegensatz zu den übrigen Standorten carbonathaltig sind und somit nur im Oberboden die Protoneneinträge und -produktion die Pufferrate durch Carbonate übersteigen. Sie liegt für Carbonate bei $0,2 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ für 10-cm Tiefe (DE VRIES & GREGOR 1991, 180). Da die im Untersuchungsgebiet gemessene Gesamtsäuredeposition mit $2,14 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ die Pufferrate der Carbonate deutlich übersteigt, besteht zumindest während Versauerungsschüben die Gefahr der Säuretoxizität. Umgekehrt stellt sich die Situation auf den entwaldeten Flächen dar. Hier nimmt die Gefährdung mit der Tiefe zu und die Verhältnisse von Ca zu Al und Ca zu H sind in 35 cm deutlich schlechter, da mit steigendem Anteil der silikatischen Bestandteile im Boden die Freisetzung von Al^{3+} und Al-Hydroxo-Polymeren stark

6 Ergebnisse und Interpretation

zu-, gleichzeitig die Ca-Konzentrationen in humusärmeren Unterbodenhorizonten (hier Al+Bt) stark abnimmt. Außerdem konnten für diese Flächen keine oder nur geringe Carbonatmengen im Feinboden nachgewiesen werden (**Tab. 6-32**), so daß die Nachlieferung von Puffersubstanzen ausschließlich aus dem Kalkskelett und den verwitterbaren Silikaten erfolgen kann.

Wie in Kap. 6.4.2 bereits erwähnt, sind die in den stark versauerten Schlagflur-Profilen nachgewiesenen mineralischen Rückstände aus dem Schwemmlöß gering und bestehen vorwiegend aus Quarzen und Feldspäten, die mit $< 200 \text{ mol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ geringe Pufferraten aufweisen (DE VRIES & GREGOR 1991, 180). HODSON & LANGEN (1999b) berücksichtigen die Pufferraten von Quarz mit $0,1 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ($\pm 0,1$) bei 100 % bzw. mit $0,01 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ($\pm 0,01$) bei 30 % Quarzgehalt im Boden. Langsam und sehr langsam verwitternde Silikate (Plagioklase bzw. Muskovite) werden von diesen Autoren mit Pufferraten von $0,6$ ($\pm 0,3$) bzw. $0,3$ bei 100 %, $0,2$ ($\pm 0,1$) bzw. $0,1$ bei 30 % und $0,02$ ($\pm 0,01$) bzw. $0,01 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei 3 % des jeweiligen Minerals im Boden kalkuliert.

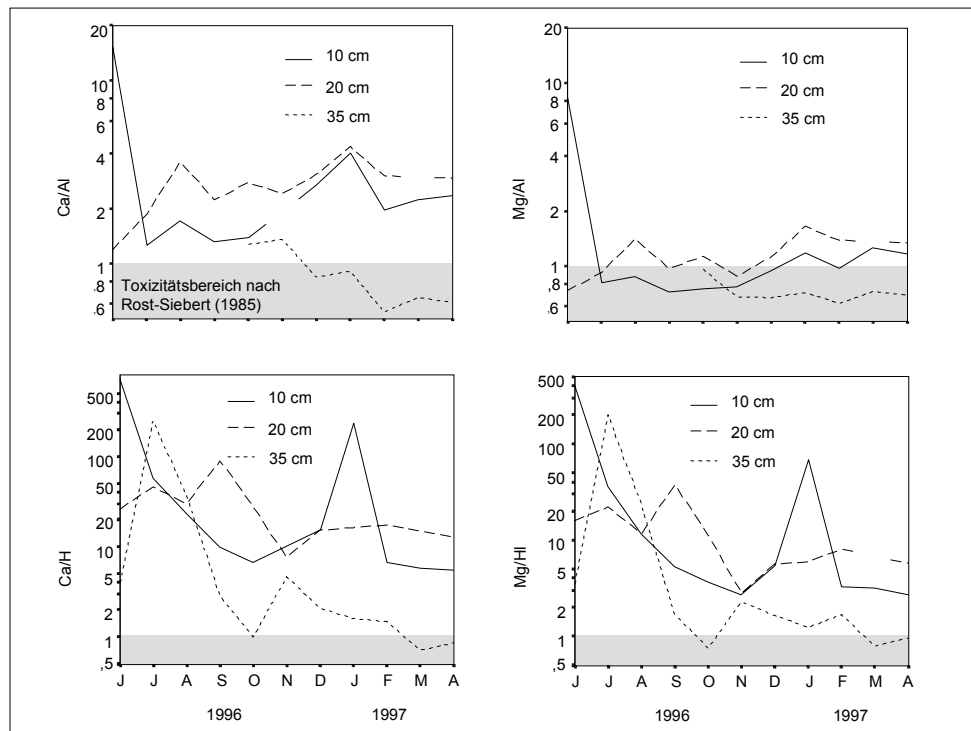
Abb. 6-30: Tiefenfunktion der Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnisse sowie Bereichen potentieller Gefährdung durch Säuretoxizität nach ROST-SIEBERT (1985)



Quelle: Eigene Erhebungen

Berücksichtigt man die im Untersuchungsgebiet analysierten Material- und Texturklassen (SVERDRUP 1990, DE VRIES & KROS 1991, DE VRIES 1991), so erhöht sich die Pufferrate auf $0,6 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bis in 50 cm Tiefe. Bezieht man den Schichtwechsel bis in 1 m Tiefe mit ein, verdreifachen sich die mittleren Pufferraten auf $1,65 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Kap. 5.3.6). Somit sind diese Standorte von Protoneneinträgen aber auch durch die besondere Situation der Entwaldung mit der Folge von Überschußnitrifikation (Protonenproduktion) besonders betroffen, was sich zum einen in den aufgespeicherten Säuremengen und zum anderen in den ungünstigen Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnissen äußert (Kap. 6.4.2 und **Abb. 6-30**). Das Durchschlagen von Versauerungsschüben bei Abwesenheit von sehr schnell verwitterbaren Carbonaten in der Feinerde ist auf den Schlagflurflächen besonders gravierend, da Feldspäte und Quarze nur sehr langsam verwittern (HODSON & LANGEN 1999b) und somit die Protoneneinträge bzw. -produktion nicht kurzfristig durch die Freisetzung von Puffersubstanzen kompensiert werden kann. Diese Standorte sind somit neben der kontinuierlichen Säurefracht und den Einträgen über die Atmosphäre besonders von kurzfristig auftretenden Versauerungsschüben betroffen, was teilweise zu erheblichen Schwankungen in den Ca/Al-, Mg/Al-, Ca/H- und Mg/H-Molverhältnissen im Sickerwasser führt (**Abb. 6-31**). Insbesondere die Wiederbefeuchtung nach Trockenperioden (September 1996, **Abb. 6-4**) führt in den verschiedenen Bodentiefen zum Absinken der Ca/H- und Mg/H-Verhältnisse in unterschiedlich starkem Ausmaß, während die Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse von diesem Trend nicht bzw. erst im folgenden Frühjahr 1997 betroffen sind (**Abb. 6-31**). Die Retention von sorbierten Al-Ionen scheint sich wesentlich langsamer zu vollziehen als es die Reaktion des Systems auf erhöhte Protonenkonzentrationen vermuten läßt, so daß nach Wiederbefeuchtung trockener Böden Versauerungsschübe durch langsamere Freisetzung des Al-Pools zeitlich verzögert auftreten können (LAMERSDORF et al. 1998). Versauerungsschübe sind in der Regel mit einer über die Aufnahmekapazität der Vegetation hinausgehenden Nitrifikation verbunden. Diese Entkopplung des Ionenkreislaufes in Verbindung mit Versauerungsschüben nach Wiederbefeuchtung konnte im untersuchten Probenkollektiv ebenfalls nicht bei allen Profilen beobachtet werden (**Abb. A 1**) und deckt sich mit den Ergebnissen von GUNDERSEN et al. (1998) und LAMERSDORF et al. (1998). Gleichzeitig muß berücksichtigt werden, daß die Sickerwasserzufuhr, die die Saugkerzen erreicht nicht unbedingt den für die jeweiligen Böden repräsentativen Zustand widerspiegelt, da z.B. Aggregatinnen- und -außenseiten, Wurzelbahnen, Regenwurmröhren und weitere Einflüsse auf den Porenraum des Bodens das Sickerwasser beeinflussen können (GÖTTLEIN 1993, 1995; GÖTTLEIN & STANJEK 1996) und somit eine Übertragbarkeit der Ergebnisse in die Fläche erschweren (TENHUNEN et al. 1998).

Abb. 6-31: Jahresverlauf der Ca/Al-, Ca/H-, Mg/Al- und Mg/H-Molverhältnisse im Sickerwasser der Schlagflur



Quelle: Eigene Erhebungen

Die Kriterien zur Einschätzung von Säuretoxizität wurden aus Kulturversuchen abgeleitet, die frei von organischen Substanzen durchgeführt wurden. Lösliche Huminstoffe gehen mit Al-Ionen Komplexe ein, wodurch toxische Al^{3+} -Ionen entgiftet werden. Die Gefährdung durch Al-induzierte Säuretoxizität im humusreichen Oberboden ist wahrscheinlich eher gering, da hier auch mit einem hohen Anteil an löslichen organischen Substanzen gerechnet werden kann. Inwieweit diese auch in den Unterboden im Verlauf von Translokationsprozessen gelangen, ist aus den vorliegenden Daten nicht ersichtlich, aber für einige Profile, die stark versauert sind, wahrscheinlich (S1, S2, M1, M3) und somit – noch nicht profilmorphologisch sichtbar - in die Phase der Podsoligkeit im Oberboden übergehen. Hinweise auf diesen Prozess liefern die austauschbaren H + Fe-Ionen, die in fast allen Profilen in Größenordnungen liegen, die niedrige Elastizität bedeuten.

Die Abweichung der austauschbaren Ca/Al-, Ca/H-, Mg/Al- und Mg/H-Molverhältnissen von denen wässriger Extrakte bzw. des Sickerwassers (**Tab. A 77**) lassen sich möglicherweise mit der Verbesserung der Immissionsituation durch Reduktion der Säureinträge erklären, so daß die Zusammensetzung der Sickerwässer Abbild der Einträge und der in der Humusaufgabe durch Mineralisation freigesetzten M_b -Kationen ist. Voraussetzung dieser Überlegung ist jedoch die geringe Beeinflussung der Sickerwässer durch austauschbare Gehalte im Mineralboden, was im wesentlichen von der Drängeschwindigkeit des Sickerwassers und der Erreichbarkeit von Mikrokompartmenten und Aggregatinnenräumen abhängen dürfte. Gleichzeitig wird aber deutlich, daß die im Boden aufgespeicherten Säuren immer noch Einfluß auf den Bodenzustand haben.

6.4.4.2 Schwermetalle

Die phytotoxische Wirksamkeit der Schwermetalle hängt in erster Linie von der löslichen Fraktion ab. Die Bodenlösung kann auf verschiedene Weise von der Bodenmatrix getrennt und die im Bodenwasser vorhandenen analytisch erfaßt werden. Die Trennung kann z.B. durch Zentrifugation oder wie im vorliegenden Fall durch wässrige Extrakte (MEIWES et al. 1984a)

erfolgen. Weiterhin kann die Bodenlösung durch Erfassung des Bodensickerwassers mittels Saugkerzen auf ihre Inhaltsstoffe untersucht werden. Je nach Verfahren werden verschiedene Bereiche der Grenzflächen zwischen Bodenmatrix und Bodenlösung erschlossen. In der Bodenlösung befindliche Stoffe gelten als mit dem Wasser verlagerbar.

Die Beeinflussung der Schwermetall-Konzentrationen in der Bodenlösung ist vielfältig und hängt u. a. von der Konzentration der im Boden vorhandenen austauschbaren und mittel- bis langfristig verfügbaren Konzentrationen und Vorräten, sowie deren Erreichbarkeit für schwermetallmobilisierende Prozesse ab (FISCHER et al. 1998). Die Intensität und Reaktionsfähigkeit von Austauschvorgängen (BRÜMMER et al. 1989, WELP et al. 1991, KEPPLER & BRÜMMER 1998), Verwitterung und Mineralbildung (FISCHER & BRÜMMER 1993), Diffusion in Minerale (GERTH & BRÜMMER 1983, FISCHER et al. 1997, KEPPLER & BRÜMMER 1998), Zersetzung und Humifizierung (SCHLINKERT & BRÜMMER 1991) steuern die Zusammensetzung der Bodenlösung. Die Elemente werden weiterhin durch die Aktivität von Pflanzen und Mikroorganismen in den ökosystemaren Stoffkreislauf überführt. Ektomykorrhiza kann für bestimmte Schwermetalle als Barriere dienen und die Aufnahme in die Wurzel verhindern (GODBOLD et al. 1998).

Das Verhalten der gelösten Stoffe ist weiterhin abhängig vom Wasserangebot und den verschiedenen Austauschprozessen, die zwischen der Festphase und den gelösten Bindungsformen der einzelnen chemischen Elemente bestehen. Kleinräumige Unterschiede der Böden modifizieren das Verhalten chemischer Elemente in vielfältiger Weise, so daß die Prozesse, die zur Freisetzung oder Festlegung von Schwermetallen, Stoffkomponenten im Boden oder zu Bindungs-, Entbindungs- und Transformationsvorgängen führen, umfangreiche Untersuchungen voraussetzen, um diese charakterisieren zu können. Für diese Untersuchung wurde weiterhin nicht auf die Aufdeckung der raumzeitlichen Schwankung der Konzentration chemischer Elemente abgezielt, da die Beurteilung des Stoffaustausches zwischen Bodenlösung und -festphase nur bei kontinuierlicher Messung über längere Zeiträume sinnvoll erfolgen kann. Da die vorliegende Untersuchung vorwiegend Kapazitätsgrößen beurteilt (austauschbare und Gesamtgehalte), werden kausale Erklärungen der Konzentrationsverhältnisse einzelner Elemente aus den Ergebnissen anderer Autoren abgeleitet (HERMS 1982, HERMS & BRÜMMER 1978a, 1980, 1984, LAMERSDORF 1988, CHRISTL et al. 1998). Da die verwendeten Analyseverfahren nicht die gesamte organische Substanz der Humusaufgabe (HNO_3 -Aufschluß) bzw. den Mineralboden (Königswasser) aufschließen, sind die angegebenen Schwermetall-Konzentrationen als konservativ anzusehen. Mit dem HNO_3 -Aufschluß werden beispielsweise lediglich 60 - 80% der Schwermetalle aufgeschlossen. Dabei unterscheiden sich die einzelnen Elemente im Grad der Mobilisierung (Bundesamt für Umweltschutz 1987).

6.4.4.2.1 Blei

Blei wird in Mitteleuropa vor allem über die Luft in den Boden eingetragen. Den größten Anteil der Pb-Emissionen hatten vor der Einführung bleifreien Benzins die Kfz-Kraftstoffe mit ca. 60 % der Gesamtemissionen. Andere Quellen stellen die erzverhüttende und bleiverarbeitende Industrie dar. Zusätzlich trägt die Verbrennung von Kohle, allerdings mit abnehmender Tendenz, zur Gesamtbelastung der Luft mit Blei bei.

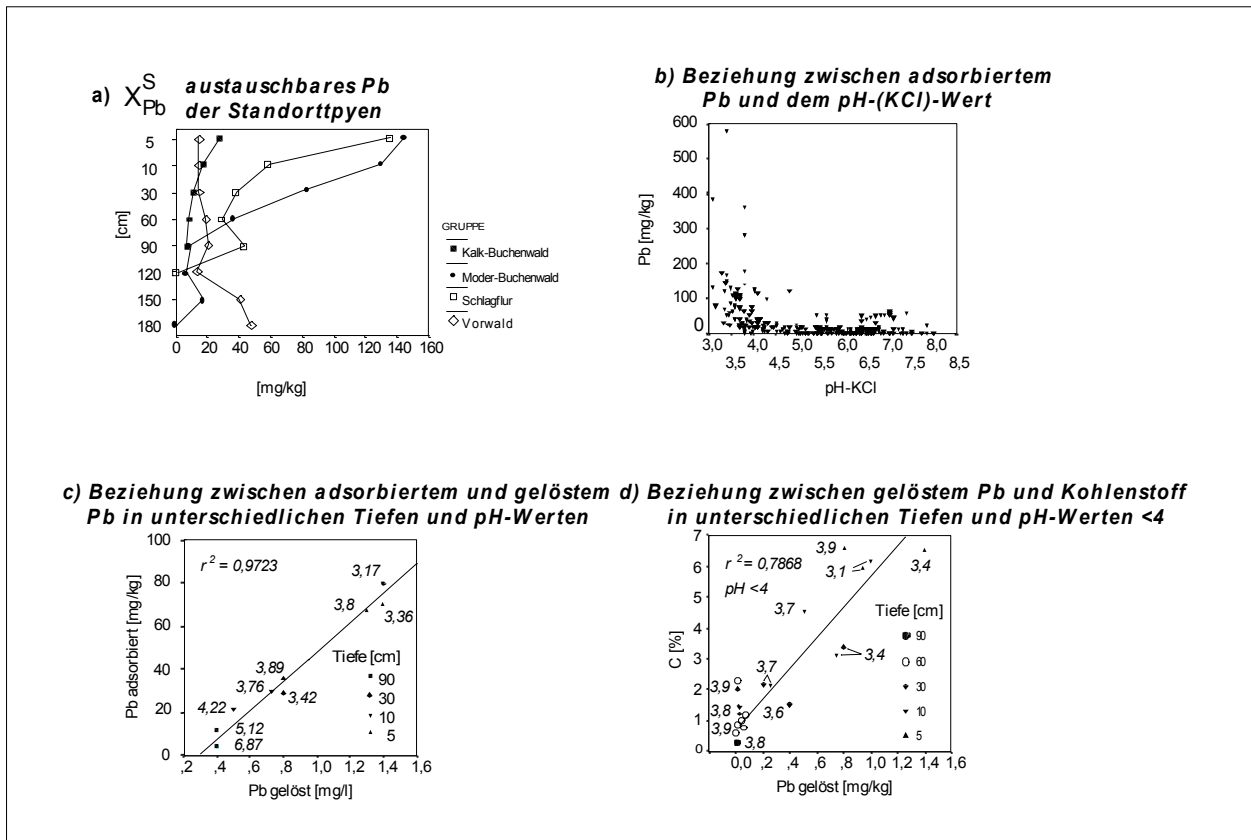
Der größte Anteil der Pb-Emissionen erfolgt als Staubpartikel $< 1 \mu\text{m}$ oder wird an solche gebunden und weit verfrachtet. Dabei werden z.B. leicht lösliche Bleihalogenide in schwerlösliche Bleicarbonate, -sulfate und -oxide umgewandelt, bevor sie an der Bodenoberfläche abgelagert und in bodeneigene Bindungsformen übergehen. Die Einträge in verschiedene Waldgebiete Norddeutschlands reichen von $130 - 390 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Auf Freiflächen betrug die Pb-Deposition in ländlichen Gebieten Mitteleuropas $70 - 130 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, in Skandinavien weniger als $40 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (FÜHRER 1988, SCHULTZ 1987, ZÖTTL 1985). In Nordrhein-Westfalen gingen die Mittelwerte des gesamten Meßgebietes für Blei-Immission in den Jahren 1984 bis 1988 von 116 auf $69 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (423 auf $253 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$) zurück (LAHMANN

1990). Im Untersuchungsgebiet werden diese Werte deutlich unterschritten. Für den Zeitraum von 1996 bis 1997 lagen die Pb-Immissionen bei $27,1 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Die Bindungsformen und die Bleilöslichkeit sind sehr stark abhängig von pH-Wert, Gesamtgehalt an Blei und Stoffbestand der Böden. Blei ist im Gegensatz zu Zink, Cadmium und Nickel sehr immobil. Die Löslichkeit und damit Pflanzenverfügbarkeit nimmt erst unterhalb von pH 4,5 - 4 sprunghaft zu. Dieser Trend ist auch im untersuchten Gesamtprobenkollektiv festzustellen (*Abb. 6-32 b*). In diesem pH-Bereich besteht die Gefahr, daß der Trinkwassergrenzwert für Pb von $0,04 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in Bodenlösungen überschritten wird (ZEIEN & BRÜMMER 1989). Dabei ist die Verfügbarkeit von Blei sehr stark abhängig von dem Anteil organischer Bindungspartner, die auf Pb fixierend wirken, so daß bei gleichem pH-Wert mit zunehmendem C_{org} die Mobilität nachläßt, da Blei vorwiegend mit unlöslichen organischen Komponenten Komplexe eingeht (ANGEHRN-BERTINAZZI et al. 1988). Je feinkörniger das Substrat (mineralische und humose Komponenten) ist, desto stärker ist die Festlegung des Bleis in der organischen Substanz (KLEBER & MAILÄNDER 1998). Gleichzeitig erhöht sich in Anwesenheit von organischen Polyelektrolyten, wie z.B. Huminsäuren, die Adsorption von Blei an Oxide, insbes. an in mitteleuropäischen Böden am weitesten verbreiteten Goethit (ÖZBAS & POHLMEIER 1998).

Die Proben im Untersuchungsgebiet weisen mit steigendem Kohlenstoffgehalt und absinkenden pH-Werten hingegen zunehmende lösliche Bleikonzentrationen auf (*Abb. 6-32 d*). Dieser Zusammenhang muß allerdings unter dem Gesichtspunkt der Konzentrationsabnahme des königswasserlöslichen Bleis in den unteren Tiefenstufen interpretiert werden. Im Gegensatz zum Zink erfolgt unterhalb des Schichtwechsels keine Konzentrationserhöhung. Die humusarmen Unterbodenproben enthalten geringere Gesamt-Bleigehalte, die auch bei pH-Werten unter 4 nur in geringerem Umfang in Lösung gehen (*Abb. 6-32 d*, 60 und 90 cm Tiefe). Diese Tiefenstufen erreichen nur lösliche Blei-Konzentrationen von $<0,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei, im Gegensatz zu den Oberböden, vergleichsweise niedrigen Kohlenstoffgehalten von $< 1,5 \%$.

Abb. 6-32: a) Tiefenfunktion austauschbaren Bleis der Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald im Feinboden, b) Beziehung zwischen dem adsorbierten Blei und dem pH-Wert, c) Beziehung zwischen adsorbiertem und gelöstem Blei in verschiedenen Tiefenstufen und dem pH-Wert sowie d) dem organisch gebundenen Kohlenstoff und dem gelösten Blei und dem pH-Wert



Quelle: Eigene Erhebungen

Der ausgeprägte Gradient der Gesamtgehalte vom Oberboden zum Unterboden wird lediglich durch die Modifikation des Schichtwechsels mit dem Konzentrationsanstieg austauschbaren Bleis in den IIBt-Horizonten unterbrochen, in denen aber kein lösliches Blei mehr nachgewiesen werden konnte, da die pH-Werte mindestens im Silikat-Pufferbereich liegen. In diesem Bodenzustand wird Blei von allen Schwermetallen am stärksten spezifisch sorbiert. Dies gilt insb. für die in diesen Horizonten reichlich vorhandenen Fe-, Al- und Fe-Oxide, die mit steigenden pH-Werten eine hohe Bindungskapazität aufweisen. Das an Oxide gebundene Blei kann bei pH-Werten $> 4,5 - 4$ nur in geringem Ausmaß von Alkali- und Erdalkaliionen desorbiert werden kann. So können beispielsweise bei mäßig saurer bis alkalischer Bodenreaktion 75 - 85 % des Bleis an Oxide gebunden vorliegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Die potentielle Pflanzenverfügbarkeit und Mobilisierung von im Oberboden unspezifisch sorbiertem Blei und die Verlagerung in den Unterboden erfolgt nur in stark sauren Bodenkompartmenten unterhalb des Grenz-pH-Wertes. Der Anteil des potentiell verfügbaren Bleis kann in stark sauren Waldböden bis 10 % erreichen (SCHWERTMANN & FISCHER 1982). Im Kalk-Buchenwald liegen sie im humosen Oberboden zwischen 0,5 und 3,5 %. In K2 führen Extremwerte zu höheren mittleren Anteilen von 25,9 %. Im Moder-Buchenwald wurden zwischen 7,9 und 26 % potentiell verfügbaren Bleis am Gesamtgehalt gemessen, in der Schlagflur 7,3 bis 15,7 % und im Vorwald 6,5 bis 14,3 % (Tab. A 72). In allen Profilen nehmen die Mediane ähnliche Werte an. Die Translokation wird hier vermutlich zusammen mit mobilen organischen Substanzen in Komplexform vollzogen. Eine Pb-Verlagerung und -Auswaschung

kann aber ebenfalls durch lösliche organische Komplexbildner bei pH-Werten > 6 auftreten (HERMS & BRÜMMER 1978b, 1984, HERMS 1982). Für die austauschbaren Konzentrationen und potentiell verfügbaren Anteile stellt sich so ein ausgeprägter Konzentrationsgradient im Profil ein, der um so deutlicher ist, je niedriger die pH-Werte sind (**Abb. 6-32a** und **Abb. 6-33**). Diese Prozeßdynamik ist typisch für die Profile des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur und – wegen der nur schwach sauren Bodenreaktion- nur angedeutet im Kalk-Buchenwald. Lösliche Bleikonzentrationen konnten somit nicht im Kalk-Buchenwald nachgewiesen werden, während diese in den übrigen Standorttypen im wesentlichen der Bodenversauerung folgen (**Abb. 6-33**). Die potentiell verfügbaren Anteile lassen einem Einbruch in den mittleren Tiefen der Parabraunerden und pedogenetisch gesehen vorwiegend in den Al-Horizonten erkennen. Darunter findet aber in vielen Profilen wieder ein Anstieg der Werte im Unterboden statt. Diese Erhöhung der potentiell verfügbaren Anteile ist um so deutlicher, je stärker die Böden aktuellen oder abgelaufenen Versauerungsschüben unterworfen waren (z. B. M3 und S1: in 30 - 60 cm Tiefe pH-Werte $< 4,2$, **Abb. 6-33**) und Bodenfestsubstanz im Zuge der Tonmineralzerstörung zusammen mit Schwermetallen verlagert wurde.

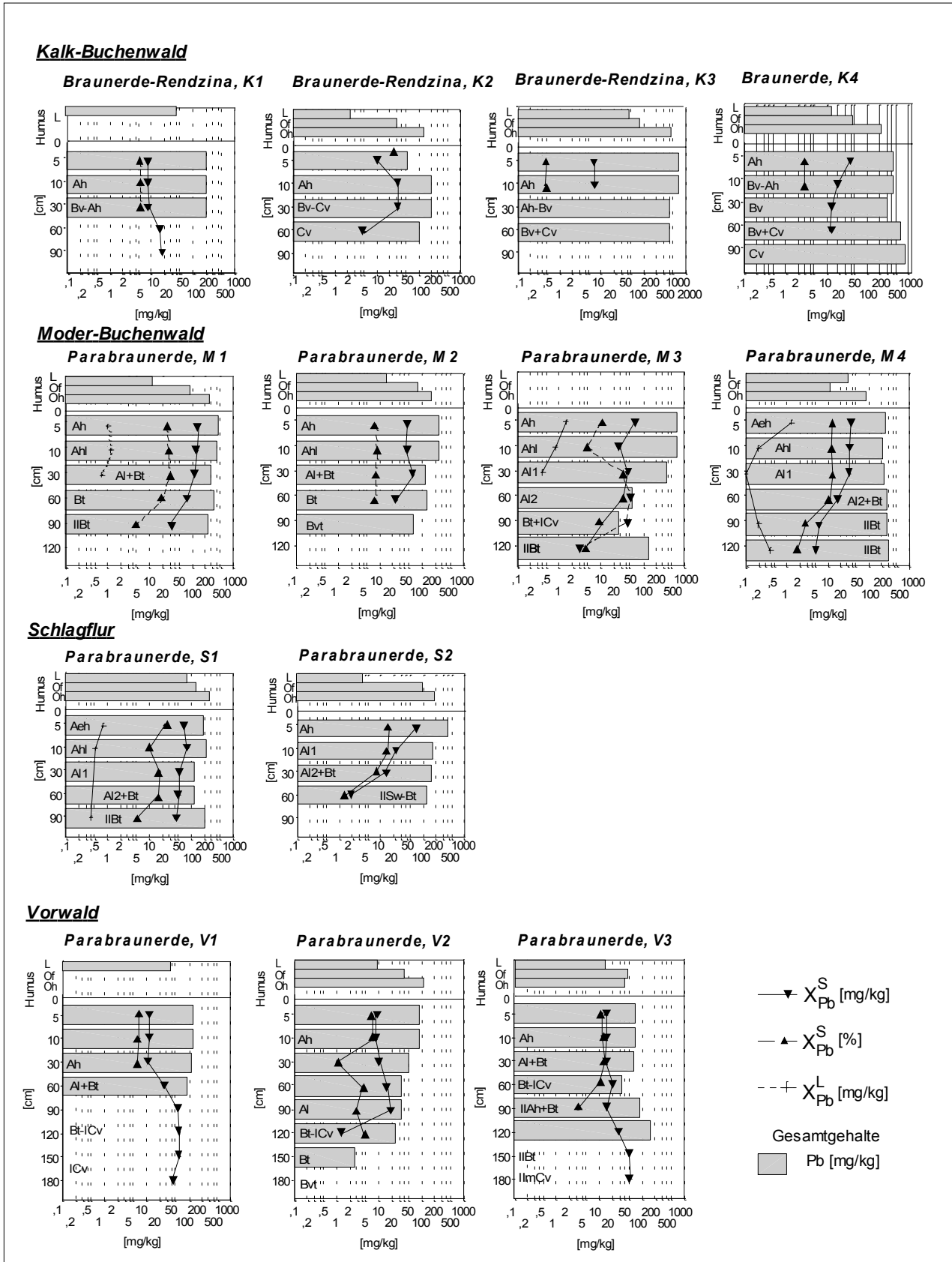
6.4.4.2.2 Zink

Die Belastung von Ökosystemen mit Zink erfolgt durch verschiedenen Quellen: industrielle Produktion von z.B. verzinkten Eisen- und Stahlprodukten, Belastung durch Zn-haltige Stäube in der Nähe von Bergbauhalden, die oft zusätzlich mit Cadmium, Blei und Kupfer angereichert sind und Emissionen des Kfz-Verkehrs. Außerdem gelangt Zink durch die Verfeuerung fossiler Brennstoffe zusammen mit anderen Schwermetallen in die Umwelt (LIEKENS 1999). Weiterhin bestehen gebietsweise Beeinträchtigungen durch geogene Erzbelastungen (s. Kap. 3.3 und Kap. 6.3.3.1.1). Da Zink oft mit Cadmium vergesellschaftet vorkommt, sind besonders Standorte mit hoher Zinkbelastung von der Wirkungskombination dieser Schwermetallgruppe betroffen.

Zink ist für Pflanze, Tier und Mensch ein essentielles Nährelement. Bei sehr hohen Gehalten im Boden kann Zink jedoch toxisch auf Pflanzen und Mikroorganismen wirken. Die Zinkverfügbarkeit und die –Bindungsformen sind im wesentlichen von pH-Wert sowie der Art und Menge der Sorbenten abhängig. Besonders die pH-abhängige Affinität zu verschiedenen Bodenkomponenten bestimmt das Ausmaß der Bodenbelastung (BRÜMMER et al. 1983). Austauschbares Zn ist bei pH-Werten > 6 nur in geringen Mengen vorhanden (HORNBURG & BRÜMMER 1993, HORNBURG et al. 1993, HORNBURG et al. 1995). Mit abnehmendem pH-Wert steigt der Anteil dieser Fraktion am Gesamt-Zink und kann bei pH 5 auf 10 - 30 % und bei pH 3 bis 50 % ausmachen. Die Zn-Konzentrationen in der Bodenlösung nehmen ebenfalls mit abnehmenden pH-Werten und steigenden Gesamtgehalten zu (HERMS & BRÜMMER 1984). Sie erreichen in extrem versauerten Waldstandorten eine Größenordnung von $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und liegen in stark belasteten Böden bei $15 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Der Zn-Grenzwert für Böden ist im Rahmen der Klärschlammverordnung auf $200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ festgesetzt worden, der je nach Bodenzustand nach unten korrigiert werden sollte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Bei stark sauren sandigen Böden ist beispielsweise die Absenkung des Zn-Grenzwertes auf $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ erforderlich. Die mobile und potentiell mobile – also pflanzenverfügbare Zn-Fraktion (lösliches und austauschbares Zn, PRÜEB 1992) - ist besonders in Waldböden mit niedrigen pH-Werten hinsichtlich der Phytotoxizität von Bedeutung. Bezüglich dieser Fraktion wird ein Prüfwert von $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn vorgeschlagen (LIEBE et al. 1997). PRÜEB (1992) schlägt einen Prüfwert für die Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums für pflanzenverfügbares Zn von $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Boden vor. Eine toxikologisch wirksame Grenzkonzentration für die Bodenatmung wird nach Applikation von ebenfalls $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ erreicht (STADELMANN & SANTSCHI-FUHRMANN 1987).

Abb. 6-33: Tiefenfunktion verschiedener Bleifractionen (austauschbare und Bleigesamtgehalte [mg/kg], Anteil austauschbaren Bleis am Gesamtgehalt [%] und lösliche Blei-Konzentrationen [mg/kg] im wässriges Extrakt im Feinboden, sowie der Bleigesamtgehalte in der organischen Auflage [mg/kg])



Quelle: Eigene Erhebungen

In der *Abb. 6-35* sind Zink-Gesamt-, austauschbare und lösliche Konzentrationen nach Profilen aufgeschlüsselt. Wie beim Blei ist in allen Humusauflagen ein deutlicher Gradient mit signifikanten Unterschieden im Zn-Gesamtgehalt zwischen L- und Oh-Horizonten und einer Konzentrationszunahme hin zum Mineralboden festzustellen (*Tab. 6-16*). Die Zn-Einträge von $0,6 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ (*Tab. 6-9*) sind so gering, daß sie die Gehalte der L-, Of- und Oh-Horizonte kaum beeinflussen können. Deutlich höher sind die Konzentrationen und Vorräte, die im Streufall gemessen wurden (*Tab. A 32*). Die Konzentrationen reichen in den Blättern, die die Hauptmasse des Streufalls ausmachen, im von $37,4$ bis $50,7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ und sind damit um den Faktor 4 - 7 niedriger als in den L-Horizonten der Humusaufgabe. Die auf den Boden gefallene Blattstreu unterliegt sofort den Zersetzungs- und Durchmischungsprozessen durch das Edaphon; es kommt zur relativen Anreicherung der durch die Wurzel Aufnahme diskriminierten Elemente, aber auch zur Vermischung mit dem Mineralboden, insb. in den Oh-Horizonten. Weiterhin ist auf den vegetationslosen oder nur spärlich mit Vegetation bedeckten Flächen mit der Staubaufwirbelung und der Verfrachtung schwermetallreicher Mineralbodenpartikel zu rechnen. Diesem Vorgang muß erhebliche Bedeutung zugemessen werden, da die Zn-Gesamtgehalte in den Ah-Horizonten fast aller Profile z.T. weit über $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ liegen. Benachbarte Ackerstandorte mit Gesamtgehalten von $116 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (*Tab. A 73*) haben in der Regel höhere Verwehungsverluste in Brachzeiten. Werden diese Zn-haltigen Stäube in die Waldbestände eingeweht, können sie zur Zn-Anreicherung beitragen, da die Zn-Konzentrationen der landwirtschaftlich genutzten Flächen in unmittelbarer Nachbarschaft des Untersuchungsgebietes ebenfalls über den Zn-„Normal“-Gehalten für Böden von $10 - 80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ anzusiedeln sind (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Die Gesamtgehalte im Mineralboden folgen in allen Standorttypen mit Ausnahme des Kalk-Buchenwaldes einem ausgeprägten Tiefengradienten zwischen Oberboden, Unterboden und dem Schichtwechsel (*Tab. 6-17* bis *Tab. 6-29*). Die Steingehalte in den Profilen wurden bereits als Quelle der Zn-Freisetzung angesprochen, die im Gegensatz zu den anstehenden Kalken mit Zn entweder durch Verwitterungsvorgänge relativ angereichert sind oder anderen Bildungsvorgängen unterlagen, als die anstehenden Kalke (Stratenwechsel) (*Tab. A 48*). Für eine relative Zinkanreicherung in stark belasteten Ausgangsmaterialien spricht auch die Erkenntnis, daß dieses Element insb. bei pH-Werten > 7 definierte Verbindungen eingeht, die schwer löslich sind. Weiterhin findet neben Tonmineralen, Oxiden und Humussubstanzen eine Adsorption von Zink in Carbonaten statt. Bereits bei Gesamt-Konzentrationen von ca. $30 \text{ mg Zn}\cdot\text{kg}^{-1}$ findet eine Fällung in reinem CaCO_3 statt; bei der Anwesenheit von Manganoxiden (MnO_2) erhöht sich die Konzentration, oberhalb derer Zink-Carbonate gebildet werden, auf ca. $3000 \text{ mg Zn}\cdot\text{kg}^{-1}$ (BRÜMMER et al. 1986). Mit zunehmender Carbonatauflösung der Kalksteine steigt der relative Anteil von Verunreinigungen im Kalk an. Hierzu zählen beispielsweise Fe-, Mn und Al-Oxide, die hohe Zinkadsorptionskapazitäten für neutrale oder schwach alkalische Medien aufweisen (BRÜMMER et al. 1986). Dieser Prozeß trifft prinzipiell auch für andere Schwermetalle zu. Die Diffusion in Oxide (Goethit) erhöht zusätzlich den relativen Anteil der Schwermetalle an den Gesamtgehalten (FISCHER et al. 1998). Dieser Vorgang führt letztendlich über die Schritte: Adsorption an der Oberfläche, der anschließenden Diffusion und Fixierung im Innern der Partikel zu einer Erhöhung der Gesamtgehalte. Findet die Fällung von Zn als ZnCO_3 beispielsweise im neutralen bis schwach alkalischen Milieu statt, erreicht der Wert der relativen Diffusionsrate ein Maximum bei pH-Werten zwischen 5,5 und 6 (BRÜMMER et al. 1988, BARROW et al. 1989), also im Grenz-pH-Bereich von Zn.

Scheinbar hat die Verwitterungsintensität der Kalksteine, die mit abnehmenden pH-Werten erhöhter Hydrolyse ausgesetzt sind, einen Einfluß auf den Gesamtgehalt im Boden. Mit abnehmenden pH-Werten reduziert sich die Konzentration im Feinboden wegen der Mobilisierung des Zinks und der Zn-Translokation ab (*Abb. 6-35*) (HERMS & BRÜMMER 1983).

Hohen austauschbaren Konzentrationen bis ca. 30 cm Tiefe folgen in den Auswaschungshori-

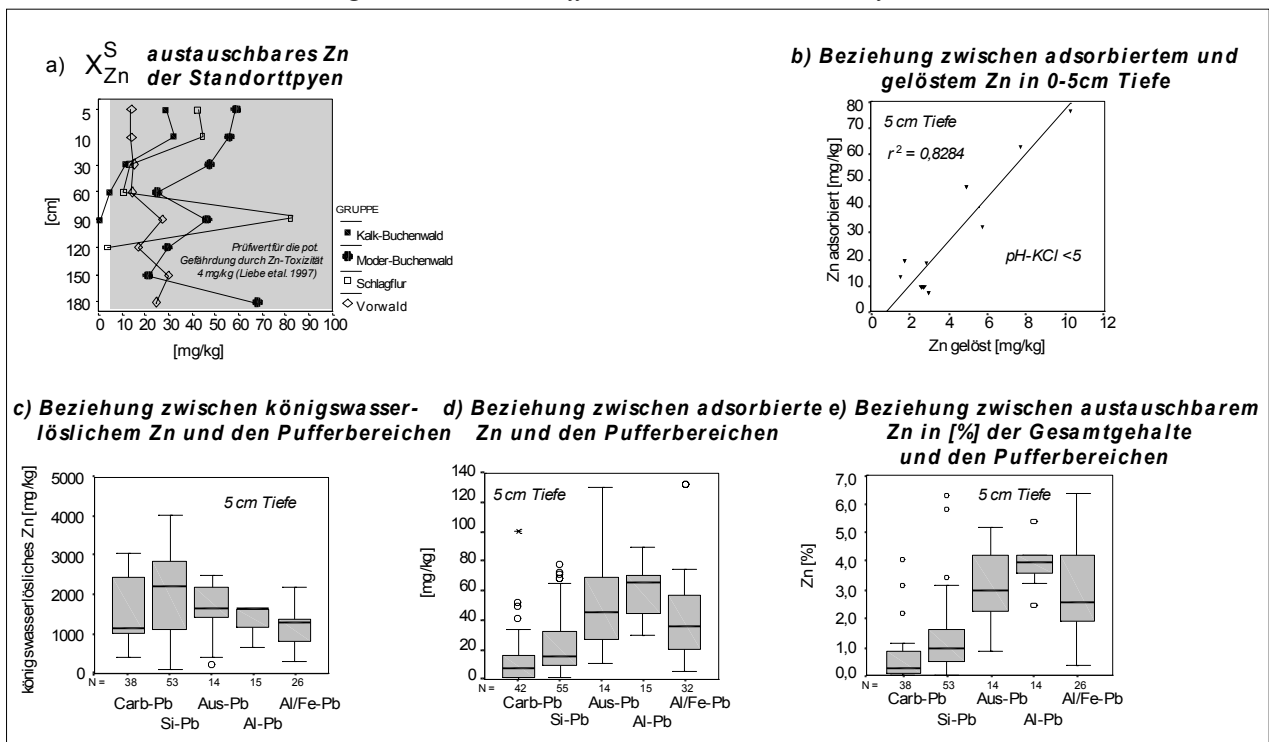
zonen zwischen 30 - 60 cm z.T. drastische Abnahmen. Eine Veränderung erfährt der Konzentrationsverlauf wieder in den tonigen Kalkverwitterungsrückständen unterhalb des Schichtwechsels (**Abb. 6-35**). In den Bt- und IIBt-Horizonten führen Diffusionsvorgänge zur Inkorporation von Zink im Innern der Tonminerale und Oxide. Diese Prozesse vollziehen sich sowohl in schlecht kristallinen (z.B. Ferrihydrid), gut kristallinen Oxiden (z.B. Goethit), als auch in verschiedenen Tonmineralen (z.B. Smectit) (BRÜMMER et al. 1986, 1988). Da sich die Zn-Affinität bei zunehmenden pH-Werten > 7 von der organischen Bindung hin zu Mn- und Fe-Oxiden verschiebt und die oxidisch gebundenen Zn-Gehalte in Unterböden bis zu 30 – 85 % ausmachen können, gleichzeitig aber Zink durch Komplexierung mit organischen Substanzen kontinuierlich mit dem Sickerwasser aus dem Oberboden verlagert wird, erfolgt also zusätzlich durch Translokationsprozesse eine Anreicherung in tonreicheren Unterböden. Diese addiert sich zu der gegebenen Belastung und einer möglichen Freisetzung aus den Kalken. In Abhängigkeit von der Intensität der beteiligten Prozesse unterliegen die Böden verschieden stark ausgebildeten Konzentrationsgradienten. In den Profilen M1, M3, M4, S1 und V3 kann man neben den Tiefengradienten vom Ober- zum Unterboden einen erneuten Anstieg sowohl der austauschbaren als auch der königswasserlöslichen Zn-Gehalte in den Tiefenstufen 90 - 120 cm erkennen. In den Profilen M2 und S2 gilt dies lediglich für den immobilen Teil des Zinks (**Abb. 6-34** und **Abb. 6-35**).

Die Profile des Kalk-Buchenwaldes weisen im Gefälle des Humus- und pH-Gradienten bereits in 30 cm Tiefe nicht nachweisbare oder nur vergleichsweise geringe mittlere austauschbare Gehalte bis max. $12 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ auf. Sie sind aber hinsichtlich der Gesamtgehalte in der Profildifferenzierung nicht signifikant unterschiedlich (K1 und K4), erreichen extrem hohe Gesamtgehalte in den mCv-Horizonten (K4, 90 cm) oder weisen, wie K2 und K3, vergleichbare Konzentrationen im Oberboden und geringere Gehalte, allerdings auf hohem Niveau, im Unterboden auf (**Abb. 6-34** und **Abb. 6-35**).

Ein gänzlich abweichender Trend der mittleren austauschbaren Zn-Konzentrationen ist in den Vorwald-Profilen zu erkennen. In V1 nimmt diese Fraktion kontinuierlich nach unten zu und erreicht so in 90 cm einen um den Faktor 2 höheren Wert als im Oberboden. Zn unterliegt in V2 und V3 hingegen einem schwach ausgebildeten Konzentrationsgradienten zwischen Oberboden und 30 bzw. 60 cm, der hinter den bereits besprochenen weit zurückbleibt. Die Profilbereiche der Anreicherung austauschbarer Zn-Ionen sind hier zwischen 90 und 180 cm zu finden. Dieser Befund deckt sich in V1 und V3 mit einem Anstieg der Gesamtgehalte und einem Absinken der pH-Werte. Das austauschbare Zn unterliegt, ähnlich wie die übrigen Schwermetalle, in allen Tiefenstufen sehr starken Schwankungen. So erreichen die Werte der Standardabweichung sehr häufig die Mittelwerte oder überschreiten diese. Der Median zeichnet allerdings den Trend des Mittelwertes nach, liegt aber in Profilen geringer Protonenaktivitäten deutlich unter dem Mittelwert (z.B. K1, V1, V2, **Tab. A 73**). Die Konzentrationsschwankungen austauschbaren Zinks in den einzelnen Horizonten sind jedoch nicht in den Gesamtgehalten nachzuvollziehen.

Während die geogene Zn-Grundbelastung relativ gleichmäßig in den Profilen auftritt, führt die Mikrokompartimentierung der Böden (Aggregataußen- und Innenseiten, pH-Absenkung in der Rhizosphäre) zu kleinräumig wechselnden Mobilisierungsprozessen. Dieser Zusammenhang wird in der Schwankungsbreite der austauschbaren Zn-Konzentrationen in den oberen 5 cm in den Pufferbereichen, insbesondere in der Nähe des Grenz-pH-Wertes von 6,0 - 5,5, deutlich (**Abb. 6-34** und **Tab. A 73**). Die Schwankungen der mittleren gelösten Konzentrationen sind ebenfalls geringer als die der mittleren austauschbaren Zn-Ionen und zeigen keine Unterschiede zwischen den Mittelwerten und dem Median (**Tab. A 73**). Die Interpretation kann hier aber nur für das Gesamtprobenkollektiv und nicht für einzelne Profile erfolgen, da der Stichprobenumfang der wässrigen Extrakte geringer ist.

Abb. 6-34: a) Tiefenfunktion austauschbaren Zinks der Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald im Feinboden, b) Beziehung zwischen adsorbiertem und gelöstem Zink; Beziehung zwischen königswasserlöslichem c), austauschbarem d) sowie dem Anteil austauschbaren Zinks am Gesamtgehalt e) und den Pufferbereichen in 0 – 5 cm Tiefe



Quelle: Einige Erhebungen

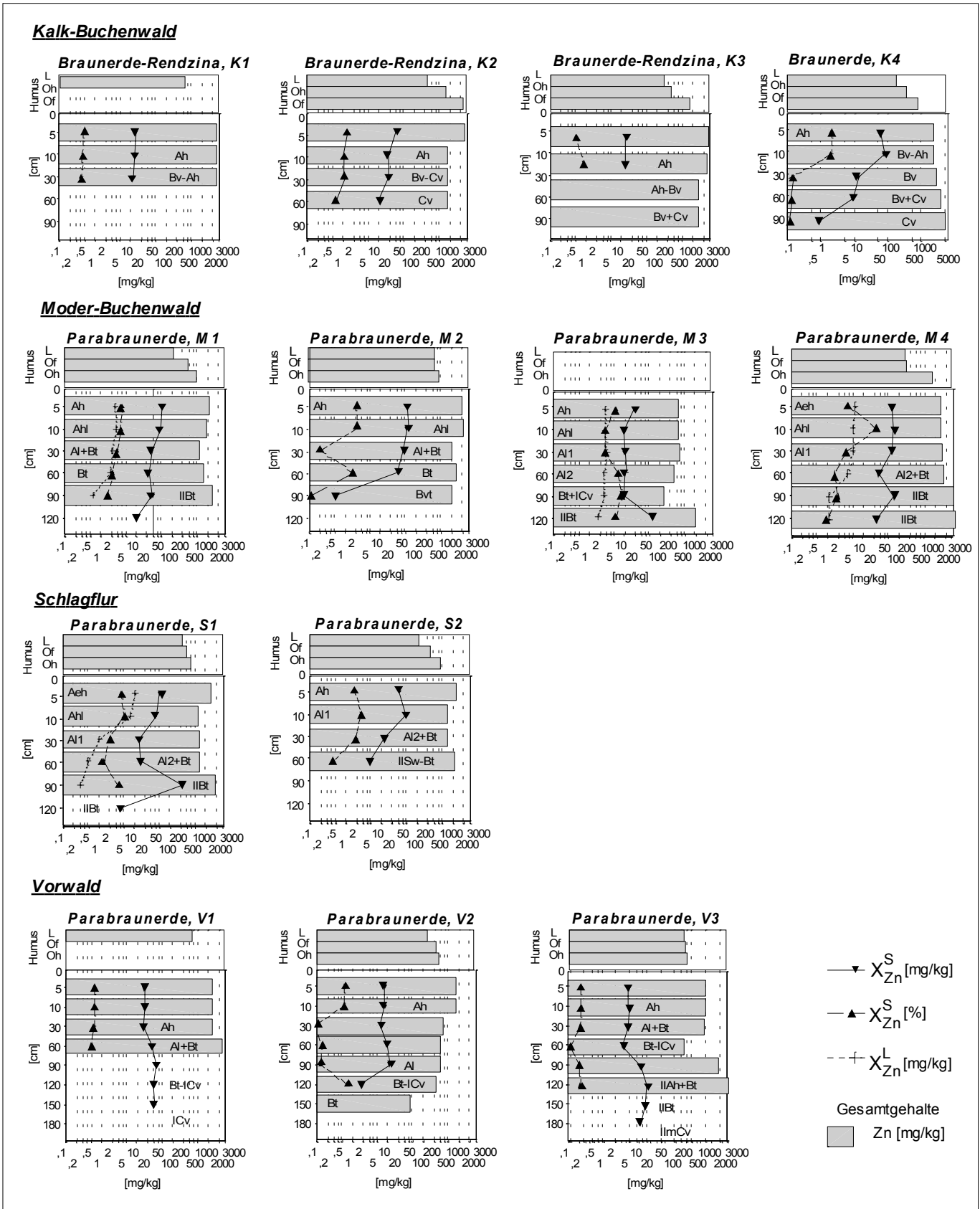
Der Ackerstandort in Plateaulage verdeutlicht den Beitrag der geogen belasteten Kalke zur Gesamtkonzentration in den Profilen der Waldstandorte. Die skelettfreie Braunerde des Ackers hat deutlich niedrigere königswasserlösliche Zn-Gehalte, als die übrigen, mit Kalkskelett durchsetzten Profile (bis $5000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), die allerdings über den normalen Gehalten in Böden liegen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, s.o.), ein Befund, der übrigens auch beim Lößprofil des Moder-Buchenwaldes M3, ebenfalls Plateaulage mit geringem Skelettgehalt, zum Tragen kommt (Zn: Acker bis 150 cm: 116 - 23; M3 bis 90 cm: 338 - 129, Konzentrationsangaben in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ oberhalb des Schichtwechsels).

Eine Beurteilung der Gefährdung des Bodens als Ökosystemkompartiment muß neben dem kurzfristig verfügbaren (mobiles = gelöstes plus austauschbares) Zn, das zusammen in allen Profilen deutlich über einem hinsichtlich der Phytotoxizität wirksamen Prüfwert von $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn (NH_4NO_3)-Extrakt (LIEBE et al. 1997) liegt, auch unter dem Gesichtspunkt der hohen Gesamtkonzentrationen vorgenommen werden. Diese führen dazu, daß selbst im Kalk-Buchenwald, bei hohen pH-Werten im Carbonat-Pufferbereich, nennenswerte mobile Zn-Konzentrationen auftreten (Abb. 6-34a). Die Beziehung zwischen den gelösten und austauschbaren Zn-Gehalten ist für den Oberboden in der Abb. 6-34b dargestellt. Für die Intensivwurzelzone der Böden muß demnach bei pH-Werten < 5 mit starker Beeinträchtigung sowohl der Wurzeln als auch der Mineralisierer gerechnet werden. In diesem pH-Bereich wird im untersuchten Probenkollektiv bereits bei austauschbaren Zn-Konzentrationen von ca. $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ der Prüfwert von LIEBE et al. 1997 von $4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ gelöstes Zn überschritten.

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-35: Tiefenfunktion verschiedener Zinkfraktionen

(austauschbare und Zinkgesamtgehalte [mg/kg], Anteil austauschbaren Zinks am Gesamtgehalt [%] und lösliche Zink-Konzentrationen [mg/kg] im wässriges Extrakt im Feinboden sowie der Zinkgesamtgehalte in der organischen Auflage [mg/kg])



Quelle: Eigene Erhebungen

6.4.4.2.3 Cadmium

Cadmium ist ein bereits in niedrigen Konzentrationen für verschiedene Organismen toxisches Element. Die Cadmium-Gehalte unbelasteter Böden erreichen in der Regel Größenordnung von $< 0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. In Böden mit geogenen Cd-Gehalten können natürliche Werte bis $3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ auftreten (s. Kap. 6.3.3.1.1). Die Cadmium-Einträge in Waldökosysteme werden für Mitteleuropa im Freilandniederschlag mit einer Spannweite von $1,6$ bis $2,7 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ angegeben (FÜHRER et al. 1988, UBA 1986, 1989, 1992, 1994, 1997). In Laubbaumbeständen Norddeutschlands wurden $1,3 - 2,9 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ gemessen (SCHULTZ et al. 1988). SCHULTZ & MAYER (1985) sowie SCHULTZ (1986) quantifizieren die Cd-Einträge in industriefernen Waldstandorten Norddeutschlands für 1981 mit 2 bis $4 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Die Cadmium-Immissionen mit dem Niederschlag in Nordrhein-Westfalen sind ähnlich wie die Zn-Einträge rückläufig. LAHMANN (1990) gibt für das gesamte Meßgebiet mittlere Jahresbelastungen von $1,8$ (1984) bis $1,1$ (1988) $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ an. Dies entspricht einer Niederschlagsdeposition von $6,57$ bzw. $4,02 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Die Analyse des Freilandniederschlags ergab im Zeitraum von Juni 1996 bis Juli 1997 für das Untersuchungsgebiet im Jahresmittel Werte von $2,8 \text{ g}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Diese sind somit an der oberen Grenze der genannten Mengen in Mitteleuropa und Norddeutschland anzusiedeln, liegen jedoch deutlich unter den in Nordrhein-Westfalen im Mittel gemessenen Einträgen (**Tab. 6-9**).

Wesentliche Cadmium-Quelle ist der Cd-Verbrauch der Industrie und die im Zuge der Verarbeitung anfallenden Abfälle, die als Schlacken und Abraum oder in Form von Luftverunreinigungen, Phosphatdüngung, Klär- und Baggerschlamm anfallen. Reifenabrieb des Kfz-Verkehrs kann ebenfalls zu Verunreinigungen der Umweltmedien mit Cadmium führen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Durch die kontinuierlichen Cd-Immissionen wird für Ah-Horizonte eine Anreicherung mit Cadmium von ca. $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ in 20 - 40 Jahren angenommen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Da die Mobilität des Cadmiums in sauren Waldböden besonders hoch ist, der Grenz-pH liegt für Cd bei $6,5$, ist die Bindungskapazität der Böden gering (HERMS & BRÜMMER 1980) und die Austräge aus dem Boden übersteigen meist die Einträge über die Atmosphäre (SCHULTZ 1987). Cadmium wird mit den Niederschlägen zu 80% in gelöster Form eingetragen (pH-Regen ca. $4,5$) und im Boden bei schwach saurer bis neutraler Reaktion in bodeneigene Bindungsformen transformiert. Insbesondere der pH-Wert und Elektrolytkonzentrationen sind für die Mobilisierung von Cadmium von Bedeutung (KÖNIG & ULRICH 1986).

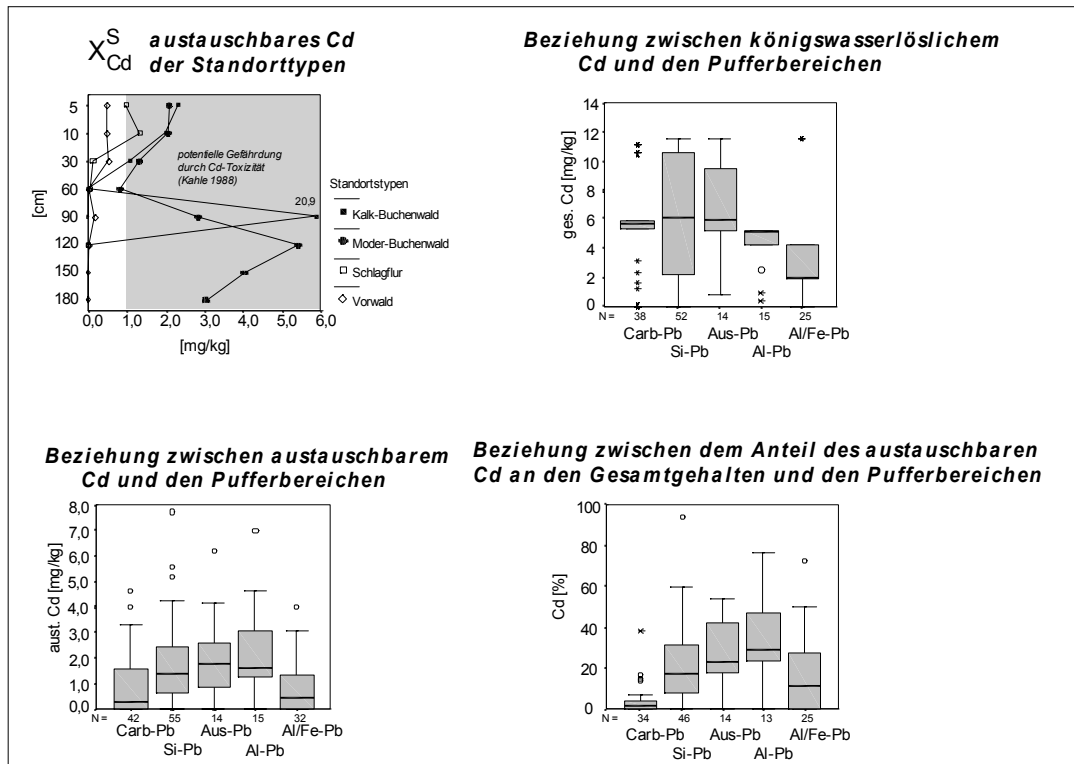
Unspezifische und spezifische Ad- und Desorptionsvorgänge werden unter aeroben Bedingungen durch Gesamtgehalte, pH-Werte, Stoffbestand der Böden sowie vom Gehalt organischer und anorganischer Komplexbildner und der Elektrolytkonzentration bestimmt (HERMS & BRÜMMER 1980).

In der vorliegenden Untersuchung wurden Cadmiumkonzentrationen gemessen, die weit über den in Böden vorkommenden „Normal“-Gehalten von $0,1$ bis $0,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ liegen und die Werte der Klärschlammverordnung von $1,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ weit übertreffen. Die höchsten Gesamtgehalte werden in den Oberböden der Kalk-Buchenwaldprofile angetroffen und erreichen bis auf K2 fast $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ mit einem ausgeprägten Tiefengradienten zwischen Oberboden und Unterboden. Einen ähnlichen Konzentrationsverlauf finden wir im Profil M2. Die Abnahme mit zunehmender Profiltiefe erreicht aber nicht das Niveau von natürlichen Gehalten.

Neben einer möglichen geogenen Beeinflussung der Cadmiumgesamtgehalte in den Oberböden der untersuchten Waldstandorte durch die Freisetzung im Zuge von Verwitterungsvorgängen kann eine Anreicherung dieses Elementes zusätzlich durch den Eintrag über die Atmosphäre sowie der nachfolgenden Komplexierung mit der organische Substanz erfolgen. Vor allem in saurem pH-Milieu wird die Cd-Löslichkeit durch organische Substanzen deutlich stärker erniedrigt als durch mineralischen Bodenbestandteile (HERMS & BRÜMMER 1980). So sind auch in den sauren Oberböden der Profile M1 bis M3, S1 und S2

Cd-Anreicherungen in 0–5–10 cm erklärbar, obwohl die pH-Werte weit unter dem Grenz-pH-Wert liegen. Cadmium gehört zwar nicht zu den bevorzugt komplexierten Elementen, doch zeigt es ähnlich wie Ca und Mn eine erhöhte Affinität zu organischen Substanzen. In Gegenwart von Ca konkurriert es um die Bindungsplätze und wird bei erhöhten Ca-Gehalten desorbiert. Die austauschbaren Cd-Gehalte stehen in engem Zusammenhang mit der Kationenaustauschkapazität der Böden, da sie die Größenordnung der möglichen Bindungsplätze an organische Substanz oder Tonminerale bestimmt. In den mittleren Tiefenstufen zwischen 10–30–60 cm nimmt die Sorptionskapazität der Austauscherelemente aus unterschiedlichen Gründen ab. Diese sind u.a. die Tonmineralzerstörung in versauerten Al-Horizonten und/ oder die Blockierung der Tonmineralzwischenräume durch Al-Hydroxo-Komplexe, geringerer Gehalt an mobilitätsniedriger organischer Substanz, die bei der Erhöhung der Protonenkonzentration unlösliche metallorganische Komplexe bildet. Cadmium ist in Böden mit hohen Anteilen an organischer Substanz bei gleichen pH-Werten immobilisierter als Zn und Pb (BRÜMMER & HERMS 1985). Die potentiell verfügbaren austauschbaren und löslichen Cadmiumkonzentrationen folgen diesem Trend mit hohen Werten in den humosen Oberböden und geringeren Gehalten in den mittleren Profiltiefen (*Abb. 6-36* und *Abb. 6-37*). Da Cd insges. sehr mobil ist, nimmt zusätzlich der sorbierte Teil mit sinkendem pH-Wert ab, so daß in 0–5 cm Tiefe die höchsten Gehalte in den mittelsauren bis stark sauren Bereichen des Silikat- bis Austauscher-Pufferbereiches zu finden sind (*Abb. 6-36*). Mit weiter absinkenden pH-Werten erreicht diese Fraktion im Aluminium-Pufferbereich ähnlich niedrige austauschbare Gehalte wie im Carbonat-Pufferbereich. Mobile Gehalte können in humosen Oberböden durch die Bildung negativ geladener mobiler metallorganischer Komplexe oberhalb des Ladungsnullpunktes von z.B. Fe-Oxiden bei pH 6 entstehen und so zu den relativ hohen Gehalten im Carbonat-Pufferbereich führen (BRÜMMER & HERMS 1985). Die unspezifisch sorbierte, austauschbare Bindungsform des Cadmiums nimmt mit sinkenden pH-Werten zu. So können bei pH-Werten unter 5 bis zu 30 % des Gesamtcadmiums im Feinboden potentiell pflanzenverfügbar (austauschbare und lösliche Fraktion) sein (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Liegen im untersuchten Probenkollektiv bis 5 cm Tiefe die Anteile des potentiell verfügbaren Cadmiums im Carbonat-Pufferbereich unter 2 %, steigt der Anteil bereits im Silikat-Pufferbereich auf Medianwerte um 17 % und erreicht im Aluminium-Pufferbereich 29 %. Das Absinken des Anteils auf unter 12 % im Aluminium-Eisen-Pufferbereich korreliert sehr stark mit den Gesamtgehalten, die mit sinkenden pH-Werten abnehmen (*Abb. 6-36*). Die hohe Mobilität des Cd wird, wie bereits erwähnt, besonders in den stark versauerten Profilen M3 und S1 in den Al-Horizonten für alle Cd-Fractionen deutlich, denn bei niedrigen pH-Werten reagiert der Boden auf eine Absenkung der Lösungskonzentration durch Translokationsprozesse mit einer deutlich höheren Desorption und Abfuhr des Cd (FILIUS & RICHTER 1991).

Abb. 6-36: Tiefenfunktion austauschbaren Cadmiums der Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald im Mineralboden < 2mm; Beziehung zwischen dem adsorbierten Cadmium, dem potentiell verfügbaren Anteil [%] und den königswasserlöslichen Gehalten und den pH-Werten in den Pufferbereichen in 0 – 5 cm Tiefe

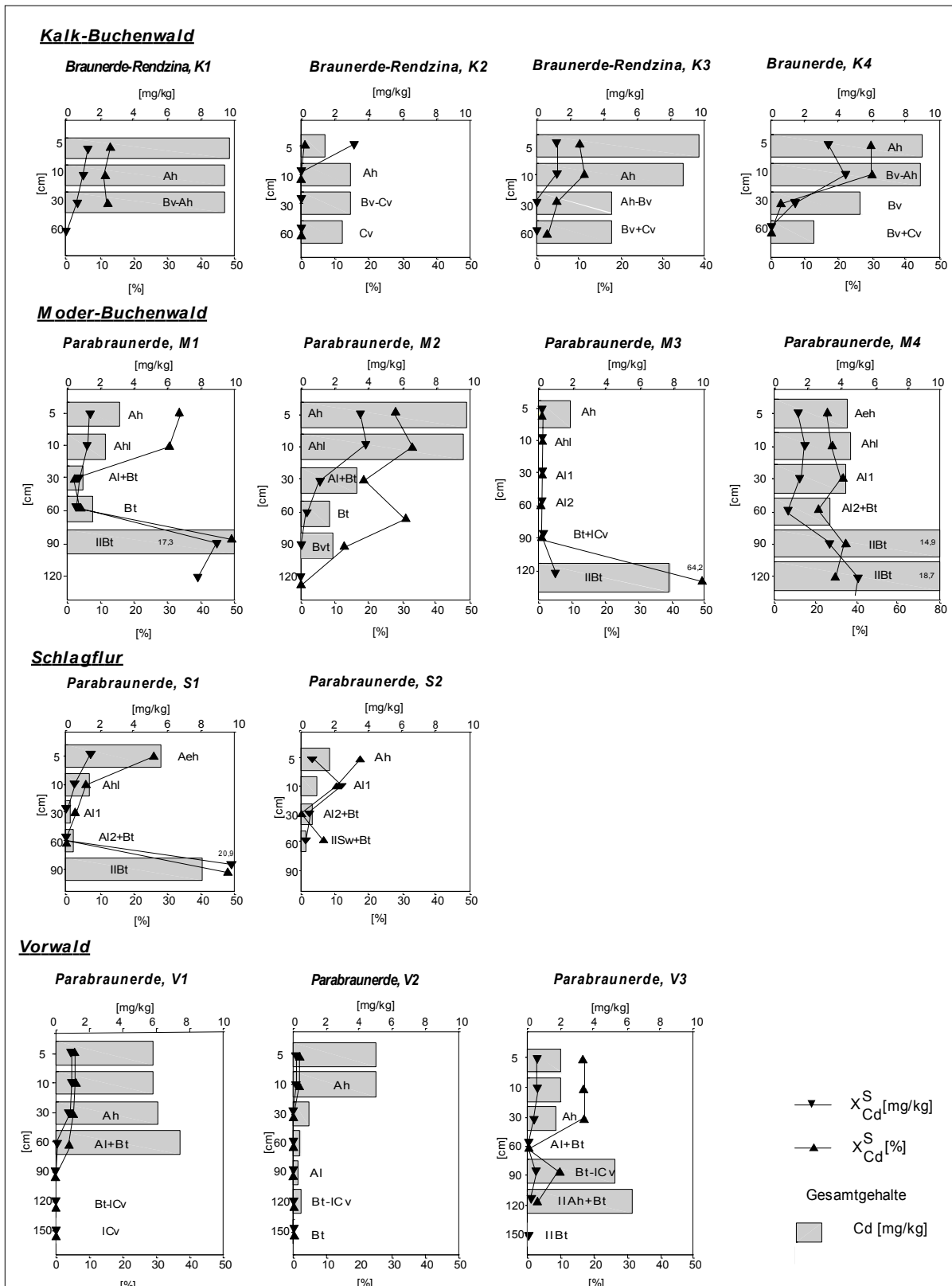


Quelle: Eigene Erhebungen

Die verlagerten Cadmiumkontingente reichern sich in Unterbodenhorizonten mit hoher Sorptionskapazität wieder an und können hohe potentiell verfügbaren Anteile an den königswasserlöslichen Gesamtgehalten erreichen (M3: 64,2 %, S1: 47,7 %).

Die Tiefen zwischen 60 und 90 cm weisen teilweise extrem hohe austauschbare Cadmiumgehalte insb. in den Bt- und IIBt-Horizonten auf (S1: 90 cm: 57,0 mg·kg⁻¹, M1: 90 cm: 9 mg·kg⁻¹, M4: 60 – 150 cm: 5,5 - 8,5 mg·kg⁻¹), die zum einen infolge der Translokation aus den Oberbodenhorizonten stammen oder durch geogene Belastung zu erklären sind. Die Perkolationsgeschwindigkeit des Cadmiums in Böden mit dem Sickerwasser ist abhängig von der Mobilisierungsrate und dem Sickerwasserinput. In stark versauerten Böden ist die Verlagerungsgeschwindigkeit von Cadmium hoch und kann nach Simulationsversuchen in 10 Jahren mehr als 50 cm bzw. in 45 Jahren mehr als 120 cm betragen (s. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Der in Kap. 6.3.3.1.1 dargestellte Befund der extrem hohen Cadmiumbelastung der Kalksteine im Solum und der starken Belastung des Feinbodens in den oberen 0 - 5 – 10 cm lassen in den versauerten Profilen eine Cadmiumverlagerung in tiefere Profiltile vermuten, wohingegen die Böden im Carbonat-Pufferbereich (K1-K4 und V1, V2) mit pH-Werten teilweise über dem Grenz-pH von Cadmium, einen ausgeprägten Oberboden-Unterbodengradienten aufweisen und die trotzdem noch relativ hohen Gesamtgehalte von 9,7 mg·kg⁻¹ bis 30 cm (K1), 2,7 bzw. 4,3 mg·kg⁻¹ bis in bis 60 cm (K2, K3, K4) auf die Belastung des Kalkskeletts zurückzuführen sind.

Abb. 6-37: Tiefenfunktion verschiedener Cadmiumfraktionen (austauschbare und Gesamt-Cadmium-Gehalte [mg/kg], potentiell pflanzenverfügbare Anteile austauschbaren Cd am Gesamtgehalt X_{Cd}^S [%] im Feinboden)



Quelle: Eigene Erhebungen

6.4.4.3 Probleme der Wirkungsabschätzung von Metallkonzentrationen auf Wurzeln und Mikroorganismen

Die untersuchten Schwermetalle weisen für die verschiedenen Organismen unterschiedlich starke toxische Wirkungen auf. Das mögliche Ausmaß bestimmter Schwermetall-Konzentrationen in verschiedenen Arbeiten in Lösungskulturen unter standardisierten Bedingungen durchgeführt worden (KAHLE 1988, WILKE 1991a). Die in vielen Versuchen ermittelten Schwellen, oberhalb derer eine Beeinträchtigung der Pflanzen eintritt, beziehen sich häufig auf Kulturpflanzen. Die Auswirkung bestimmter Bodenbelastungen auf Waldbäume ist dagegen noch unzureichend quantifiziert. Hier besteht die Problematik, daß die Versuche nur über eine bestimmte Versuchszeit durchgeführt werden können, unter natürlichen Standortfaktoren die Beeinflussung durch Schadelemente aber in der Regel länger andauert, je nach Standorteigenschaften (Einträge über die Atmosphäre, Bodenzustand) können erhöhte Schwermetallgehalte den Baum während der gesamten Umtriebszeit negativ beeinflussen. In Laborexperimenten können zwar sinnvollerweise Schwellen für einzelne Elemente angegeben werden, z.T. werden auch Kombinationswirkungen ermittelt (KAHLE 1988, WILKE 1991a), doch sind die komplexen Wechselwirkungen zwischen Schadelementen und dem z.T. antagonistischen/synergistischen Verhalten dieser Elemente untereinander, der Reaktion mit biologischen Oberflächen (Mikroorganismen, Wurzeln) und deren direkter Schädigung, der Entgiftung durch Komplexbildung mit organischen Substanzen oder spezifischer Sorption bei Veränderungen der Bodeneigenschaften noch nicht ausreichend aufgeklärt. Die Phytotoxizität von Schwermetallen ist je nach dem Wirkungskriterium unterschiedlich definiert. Sie wird meist anhand von Wuchsleistungen, anhand von Schadsymptomen oder anhand der Beeinträchtigungen physiologischer Parameter ermittelt. Diese sind von Art zu Art unterschiedlich. Entsprechend weit sind beispielsweise die Konzentrationsspannen von 1,7 bis 80 mg Cd·kg⁻¹, innerhalb derer sich eine Ertragseinbuße von 25 % für die jeweils untersuchte Kulturart ergibt (BINGHAM et al. 1975). KAHLE (1988) stellte für Blei- und Cadmiumapplikationen sowohl in Einzel- als auch in Kombinationswirkung bereits bei 20 mg·kg⁻¹ Pb und 1 mg·kg⁻¹ Cd in Lösungskultur bei pH 3 eine Reduktion der Wurzelmasse auf 40 % der Kontrollpflanzen bei dreijährigen Buchenjüngpflanzen fest. Gleichzeitig traten aber neben den synergistischen auch antagonistische Effekte bei der Kombinationswirkung auf, die zu einer Abschwächung der Hemmung führten. WILKE (1991b) fand in experimentellen Versuchen über die Wirkung von Schwermetallen auf die Dehydrogenaseaktivität bei Mikroorganismen ebenfalls antagonistische Reaktionen bei der kombinierten Gabe von Blei, Zink und Cadmium.

Die Übertragung auf Freilandverhältnisse ist nicht nur aus den bereits geschilderten Gründen problematisch. Zusätzlich wirken sich Adsorptionsverhalten der verwendeten Böden/Substrate, Menge und die Art organischer Komplexbildner, der Zustand und die Kapazität des Sorptionskörpers (sorptionsstarke, ton- und humusreiche Substrate wirken konzentrationserniedrigend) und die Beeinflussung von Sorptionsvorgängen durch Affinitäten der Metalle zu bestimmten Sorbenten, die Bindungsformen der Metalle in der Lösung, das Boden-pH, synergistische und antagonistische Effekte sowie die Nährstoffversorgung auf die Toxizität der Metalle im Boden aus. So tritt nach der kontrollierten Dosierung von Schwermetall-Konzentrationen der Fall auf, daß die tatsächlich in der Bodenlösung gemessenen Konzentrationen wesentlich geringer sind, da der größte Teil der Schwermetalle mit stark differenzierter Affinität adsorbiert wird (KNIGHT et al. 1998). Von Bedeutung ist dieser Sorptionseffekt bei Medien hoher Pufferkapazität, wie z. B. bei Humussubstanzen. WILKE (1986) stellte erst bei Bleigaben von 4300 mg·kg⁻¹ im Rohhumus und 7200 mg·kg⁻¹ im Moder eine signifikante Hemmung der Bodenmikroorganismenaktivität fest. Für die Humusform Mull mußten sogar 10.000 ppm mg·kg⁻¹ zugegeben werden. Bodenmikroorganismen nehmen Schwermetalle aber nur in gelöster Form auf. Signifikante Aktivitätsverluste traten hingegen schon mit Bodenlösungskonzentrationen > 1 mg·kg⁻¹ Blei im Rohhumus und Moder ein. Die in diesen Humusformen in saurem pH-Milieu auftretenden Pb²⁺-Ionen erweisen sich dabei als

besonders toxisch. Sorptionsschwache Medien sind demzufolge besonders von Schwermetalltoxizität betroffen. Die Konzentrationen in der Bodenlösung, die bereits signifikante Biomasseverluste und Aktivitätshemmungen bei Bodenmikroorganismen in sandigen leichten Böden hervorrufen, werden für Cd mit $0,08 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ angegeben (WILKE 1987, 1988). Eine Zusammenstellung der Auswirkungen von Schwermetallen auf die Bodenmikroorganismenaktivität gibt BÄÄTH (1989) für Böden verschiedener Waldökosysteme. In dieser Studie wird ebenfalls deutlich, daß die Wirkung der Schwermetalle sehr stark von den Bodeneigenschaften (pH, Humusgehalt, Kationenaustauschkapazität) bestimmt wird. Die relative Toxizität sinkt in der Reihenfolge $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb}$ (BÄÄTH 1989).

Da unter Freilandbedingungen, wie bereits erwähnt, neben den Schwermetallen weitere hemmende Substanzen vorhanden sind, wird zur Beurteilung der aktivitäts- bzw. wachstumshemmenden Wirkung ein indirekter Weg beschritten. Die in den Böden vorgefundenen Elastizitätsparameter werden mit der Basalrespiration korreliert (**Tab. 6-53**). Signifikanzniveaus und Anzahl der Werte finden sich in (**Tab. A 75**). Die Basalrespiration ist Ausdruck der gesamten Atmungsaktivität der Bodenmikroorganismen im Boden. Sie ist mit der Erdalkalisättigung, dem pH-Wert und den Ca/Al- Ca/H-, Mg/Al- und Mg/H-Verhältnissen meist hoch signifikant aber nur schwach positiv korreliert. Die Zusammenhänge mit der Humusqualität (C/N), den austauschbaren Anteilen von H + Fe, den X_{Al}^{S} - und Schwermetall-Konzentrationen für X_{Zn}^{S} und X_{Pb}^{S} sind bis auf wenige Ausnahmen hoch signifikant aber nur schwach negativ. Da die Wirkung der Schwermetalle auf Bodenmikroorganismen von deren Lösungsfraktion bestimmt wird, sind die X_{Pb}^{S} - und X_{Zn}^{S} -Konzentrationen mit solchen Elementen korreliert, die hohe Aktivitäten bei niedrigen pH-Werten aufweisen.

Tab. 6-53: Zusammenhang zwischen der Basalrespiration in den Ah-Horizonten und Elastizitätsparametern und austauschbaren Schwermetallgehalten

$C_{\text{bas}}/C_{\text{org}} = (\text{Basalatmung} / C_{\text{org}}) * 100$, a = vor Brutbeginn, b = nach 6 Wo. Brutdauer, beide mit aktuellem Wassergehalt, 50 = Einstellung auf 50 % Wasserkapazität, sig. mit $p < 0,05 = *$, $p < 0,01 = **$, $p < 0,001 = ***$

	Elastizitätsparameter [%]				Verhältnisse					mg/kg			
	Ca + Mg	K + Mg	H + Fe	pH-KCl	C/N	Ca/Al	Ca/H	Mg/Al	Mg/H	Al	Pb	Zn	Cd
$C_{\text{bas}}/C_{\text{org}} (a)$	0,556 ***	0,275 **	-0,456 ***	0,598 ***	-0,565 ***	0,476 ***	0,541 ***	0,541 ***	0,603 ***	-0,486 ***	-0,365 ***	-0,418 ***	-0,113
$C_{\text{bas}}/C_{\text{org}} (b)$	0,398 ***	0,141	-0,300 **	0,497 ***	-0,613 **	0,449 ***	0,243 *	0,450 ***	0,280 *	-0,460 ***	-0,388 ***	-0,483 ***	-0,214 *
$C_{\text{bas}}/C_{\text{org}} (a 50)$	0,557 ***	0,246 *	-0,446 ***	0,487 ***	-0,302 **	0,444 ***	0,431 ***	0,477 ***	0,478 ***	-0,405 ***	-0,405 ***	-0,390 ***	-0,076
$C_{\text{bas}}/C_{\text{org}} (b 50)$	0,436 ***	0,213 *	-0,525 ***	0,371 ***	-0,045	0,196 *	0,441 ***	0,173	0,399 ***	-0,139	-0,109	-0,285 **	0,009

Quelle: Eigene Erhebungen,

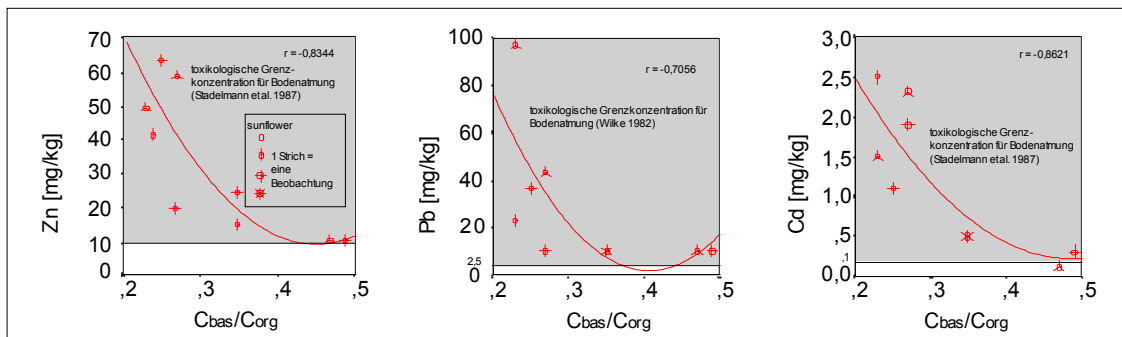
Die Zusammenhänge zwischen der Basalatmung und den oben genannten bodenchemischen Parametern zeigen insgesamt nur schwache Korrelationen. Dieser Befund läßt sich zum einen mit der starken Heterogenität des Probenkollektivs erklären, zum anderen sind die Bodenmikroorganismen im Jahresverlauf besonders von der Verfügbarkeit des Bodenwassers abhängig.

Interpretiert man dagegen Probenteilkollektive und ermittelte partielle Korrelationskoeffizienten, wird die Beziehung zwischen austauschbaren Schwermetallen und dem Atmungsquotienten deutlicher. Für September 1991 sind in **Abb. 6-38** exemplarisch die Beziehungen von Zn ($r = -0,83$), Pb ($r = -0,71$) und Cd ($r = -0,86$) mit dem Atmungsquotienten dargestellt. Der Wassergehalt erreicht für diesen Monat maximal 18,2 % und ist mit dem Atmungsquotienten wesentlich schwächer -allerdings positiv- korreliert ($r = 0,56$) als die pflanzenverfügbaren Schwermetall-Konzentrationen. Sowohl die sechswöchige Bebrütung der Proben im Freiland in den jeweiligen Horizonttiefen, als auch die Messung der Bodenatmung im

Labor nach einer Einstellung auf 50 % Wasserkapazität lassen den Schwermetalleinfluß auf die Bodenatmung zurückgehen. Nach Bebrütung und der Einstellung auf 50 % WK korreliert die Atmung ($C_{bas}/C_{org (b 50)}$) positiv mit dem Ca/H- ($r = 0,789$) und Mg/H-Verhältnis ($r = 0,784$). Die in **Abb. 6-38** dargestellten toxikologischen Grenzkonzentrationen für die Bodenatmung weisen die Böden im Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Schwermetall-Konzentrationen von Zn, Pb und Cd als gefährdet aus. Eine langfristige Hemmung der Bodenatmung ist nach WILKE (1982) bereits ab mobilen (= lösliche und adsorbierte) Pb-Konzentrationen von $> 2,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ zu erwarten. STADELMANN & SANTSCHI-FUHRIMANN (1987) stellen fest, daß die Bodenatmung oberhalb einer applizierten Cd (NaNO_3)-Konzentration von $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ und $10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Zn gehemmt wird. Phytotoxische und zootoxische Konzentrationen werden im Boden nach diesen Autoren aber bereits früher erreicht.

Abb. 6-38: Beziehung zwischen dem Atmungsquotienten und austauschbaren Schwermetallen im September 1991 mit aktuellem Wassergehalt

$C_{bas}/C_{org} = (\text{Basalatmung} / C_{org}) \cdot 100$, toxikologische Grenzkonzentrationen für Pb, Zn und Cd nach STADELMANN & SANTSCHI-FUHRIMANN (1987) und WILKE (1982), Spannweite H_2O : 10,1 bis 18,2%



Quelle: Eigene Erhebungen

6.5 Stabilitäts- und Ökosystemphasen der Standorttypen

Die Einordnung der Standorttypen in Stabilitätsphasen und Phasen der Ökosystem-Sukzession erfolgt nach dem bodenchemischen Zustand. Die Interpretation der Bodenkenngrößen, vornehmlich der Kapazitätsgrößen (pH, AKe, AKe/AKp, Gesamtgehalte, Toxizitätsschwellen), wird durch Stoffeintragsgrößen und Daten der Sickerwasserchemie für den Zeitraum Juni 1996 bis Juli 1997 ergänzt. Hier liegt die Überlegung zugrunde, daß der Boden eine zentrale Rolle hinsichtlich der Elastizität hat und zusammen mit dem Klima den Produktionsfaktor in Waldökosystemen bestimmt. Durch die Biomasseentnahme (historische Waldnutzung) und die starken Säureinträge über die Atmosphäre kam und kommt es zu einer anhaltenden bodeninternen Versauerung mit der Veränderung der Stoffzusammensetzung im Boden, seiner Morphologie und der Prozeßdynamik. Eine Folge kann die Destabilisierung der Waldökosysteme sein. Für Böden, in denen frühere pH-Messungen vorlagen, ist die Versauerung inzwischen nachgewiesen worden (BLUME 1981a, BUTZKE 1981, ZEJSCHWITZ 1982). Das Ausmaß der Bodenversauerung hängt dabei wesentlich vom Ausgangs-pH und der Fähigkeit des Bodens, Säureinträge und interne Versauerungsschübe abzuf puffern, ab. Sind die Böden carbonatfrei, ein Zustand der für fast alle Oberböden der Wälder zutrifft, führt ein Eintrag starker Säuren zu einem Verlust von austauschbaren Alkali- und Erdalkali-Ionen und deren Ersatz durch monomere und polymere Al-Hydroxo-Komplexe mit dem Verlust der Kationenaustauschkapazität des Bodens. Die Akkumulation von Sulfaten im Mineralboden in Form von leicht löslichem Aluminium-Hydroxosulfat beginnt nach dem Verlust der austauschbaren Ca-Vorräte. Diese Sulfate reagieren bei deren Auflösung als Säure. Da der pH-Wert des Bodens in diesem Zustand bei einer Zunahme der Bodenversauerung nicht mehr mit einer Abnahme reagiert, sondern mit der Vergrößerung des Anteils starker Säuren, ist die Belegung des Austauscherkörpers mit

Kationensäuren ein ausschlaggebendes Bewertungskriterium für den Bodenzustand. Hieraus wird deutlich, daß der Boden eine wesentliche Aussage über den Stabilitätszustand des Waldökosystems liefern kann. In Abhängigkeit vom Stabilitätszustand können Ökosysteme in Sukzessionsphasen eintreten. Diese Ökosystem-Sukzession umfaßt die Veränderung von ökosysteminternen Faktoren und beschreibt den Übergang von stabilen in instabile Phasen und der möglichen Rückkehr in Erstere, aber unter Umständen auf einem niedrigeren Qualitätsniveau. Veränderungen werden durch den Druck von außen herbeigeführt oder können auch durch den natürlichen „Zerfall“ von Gemeinschaften ausgelöst werden. Als Druck wird hier die Veränderung der Einflußfaktoren, die auf das System einwirken, entweder durch den Menschen (Biomasseentnahme, Rodung, Stoffeinträge, Klimaveränderungen, etc.) oder durch natürliche Faktoren (z.B. Vegetationszerfall durch Überalterung von Wäldern) verstanden.

Der Zuordnung der Standorttypen zu Ökosystemphasen sollen zur Erläuterung noch einige theoretische Vorüberlegungen vorangestellt werden, die u. a. die von ULRICH (1983, 1989a u. c, 1994a, b u. c) dargelegten Stabilisierungs- und Destabilisierungsphasen beschreiben.

6.5.1 Theoretische Vorüberlegungen

Im Kap. 4.2 wurden bereits die wesentlichen Funktionsweisen von Ökosystemen hinsichtlich ihrer Stabilität diskutiert. Im folgenden wird das prinzipielle Schema von Aufbau-, Stabilitäts- und Destabilisierungsphasen von Waldökosystemen auf nicht-hydromorphen Böden in Mitteleuropa dargestellt (ULRICH 1983, 1989a u. c, 1994a, b u. c) und auf den Ökosystemzustand im Untersuchungsgebiet angewendet.

In der **Aufbauphase** erfolgt eine Zunahme von Biomasse in der Vegetation sowie eine Zunahme des Humus- und Stickstoffvorrates im (Mineral-) Boden, bis das klimatische und standörtliche Akkumulationsniveau erreicht ist. Für die Aufbauphase wird postuliert, daß die Protonenpufferung durch Silikatverwitterung die Protonenfreisetzung durch interne Versauerungsvorgänge – die Biomasse und Humusakkumulation ist immer mit einer Protonenproduktion verbunden – und externe Einträge übersteigt und sich trotz instationärem Zustand der chemische Bodenzustand nicht ändert. Solche Standorte gehen, wenn man frisches Sediment/Gestein und vegetationsfreien Zustand voraussetzt, - Bedingungen, die nach der letzten Eiszeit angenommen werden können –, nach Erreichen des standörtlichen Akkumulationsniveaus in den stabilen oder stationären Ökosystemzustand mit hoher Elastizität und damit in eine Stabilitätsphase über. Sie können auch nach dem Absterben alter Bestände entstehen, die den Raum für eine Regeneration freigeben. Die Böden sind im Carbonat- und Silikat-Pufferbereich einzuordnen. In Abhängigkeit vom Silikatgehalt des Bodens kann dieser Zustand viele Jahrzehntausende erhalten bleiben. Solche Waldökosysteme sind in der Baumschicht artenreich und weisen ein deckende und artenreiche Krautschicht auf. Günstige Standortbedingungen führen zum Aufbau einer vollständigen Zersetzerkette und tiefgreifender Bioturbation (Regenwürmer) sowie gleichmäßig und tief wurzelnden Bäumen, die einen maximalen Kontakt mit dem Mineralboden eingehen und somit über optimale Nährstoffversorgung verfügen. Pufferkapazitäten von Systemen im Silikat-Pufferbereich und die Verwitterungsrate der Silikate sind im wesentlichen bekannt, so daß man ohne menschlichen Eingriff die meisten Waldökosysteme in Mitteleuropa mit Ausnahme der montanen und höheren Lagen heute noch diesem stabilen Ökosystemzustand zuordnen könnte. Aus Ergebnissen der Quantifizierung (s. FBW 1989, FEGER 1993a) der seit 5000 Jahren andauernden Rodung und dem Export von Biomasse kann man aber ableiten, daß viele Wälder mehr oder weniger weitgehend die Phase der Humusdisintegration durchlaufen haben.

Der Zustand der **Humusdisintegration** läßt sich dadurch erkennen, daß der Nitrat-Austrag mit dem Sickerwasser aus dem Ökosystem größer ist als der Nitrat-Eintrag durch Deposition. Eingeleitet wird dieser Vorgang durch die Verringerung des Stickstoffvorrats im Boden, dem die Abnahme des Humus-Vorrats folgt. Da die Nitratbildung aus der Überschußnitrifikation eine

ständige Protonenquelle darstellt, führt die negative Nitratbilanz zu anhaltenden Versauerungsschüben, die zur Auswaschung von Ca und Mg zusammen mit Nitrat –im Zuge der sauren Deposition auch mit Sulfat- beitragen. Der Humusabbau beruht nach neuesten Kenntnissen sowohl auf einer Beschleunigung des Abbaus hochpolymerer Huminstoffe als auch auf einer Verminderung der Neubildungsrate stabiler hochpolymerer Huminstoffe (EICHHORN & HÜTTERMANN 1994). Der Abbau von hochpolymeren Phenolen wie Lignin durch Pilze ist bekanntlich bei pH-Werten von 4,0 bis 4,5 am größten. Dies führt zu verstärkten Abbauraten des stabilen Humus beim Übergang vom Silikat- in den Austausch- und Aluminium-Pufferbereich. Die bei der Bodenversauerung freigesetzten Al-Ionen liegen im beschriebenen Bodenzustand als organische Komplexverbindungen vor, was zu einer zusätzlichen Behinderung der Neubildung hochpolymerer Huminstoffe beiträgt. Gleichzeitig sind die Al-Ionen durch die Komplexbildung mit der organischen Substanz entgiftet und die Al-Toxizität wird somit „maskiert“. *„In diesem Übergangszustand der Humusdisintegration kann daher unvereinbares gleichzeitig und nebeneinander auftreten: der Boden ist stark sauer, die Toxizität aber gering und die Nährstoffversorgung durch den Vorratsabbau überreichlich“* (RASTIN & ULRICH 1985, 28). Dies führt u. a. zu der grotesken Situation, daß viele unserer Wälder stark versauert, die Zersetzerkette aber teilweise noch vollständig, einschließlich tiefgrabender Regenwürmer, sein kann und gleichzeitig die Ausschüttung der im Humus gebundenen Nährstoffe in die Bodenlösung die Biomasseproduktion, einschließlich den forstlichen Zuwachs, weit über das Normale fördert und die Biomassegewinne weit über dem Ertragstafelniveau liegen (FEGER 1993a). Die Dauer dieser Phase richtet sich nach den Vorräten an Stickstoff und Humus im Mineralboden und kann viele Jahrzehnte bis Jahrhunderte andauern. Kommt es zu einer Steigerung der Nitrataufnahme im Bestand und witterungsbedingter Reduktion der Mineralisation, kann dieser Vorgang auch unterbrochen und der Ionenkreislauf im Ökosystem wieder geschlossen werden. In diesem Übergang in die Aufbauphase können die im Boden akkumulierten Kationensäuren unter dem Einfluß der Protonen-Konsumption durch Silikatverwitterung langsam in höherpolymere schwächere Kationensäuren geringerer Ladung pro Al-Atom überführt werden. Neben der Abnahme der Wirksamkeit der Kationensäuren kommt es zu einem Anstieg der pH-(Salz)-Werte, dessen Geschwindigkeit von der Silikatverwitterungsrate abhängt. Dieser natürliche Übergang von der Phase der Humusdisintegration in die Aufbauphase ist aber unter dem Einfluß der sauren Deposition nicht zu erwarten. Wesentlicher Unterschied zu den natürlichen Versauerungsschüben ist die kontinuierliche Belastung der Ökosysteme mit starken Mineralsäuren.

Definiert man den gegenwärtigen Ökosystemzustand als Produkt aus den jeweiligen standörtlichen Bedingungen, der jeweiligen anthropogenen Beeinflussung –die seit 5000 Jahren eingewirkt haben kann- und der Reaktionsfähigkeit des Ökosystems, läßt sich feststellen, ***daß es keine einfachen beschreibenden Kriterien geben kann, um den Zustand der Humusdisintegration zu erkennen***. Eine Ausnahme machen solche Fälle, in denen in der Strauch- und Feldschicht nitratliebende Arten eine Zuordnung zulassen. In der Regel sind aber Phasen der Humusdisintegration nur durch mehrjährige Messungen der Nitratkonzentration in der Gleichgewichtsbodenlösung sowie der Nitratreinträge und -austräge zu erkennen.

Hat der Humus-Vorratsabbau dazu geführt, daß in seinem Endstadium die Komplexbildung von Al-Ionen wegen Mangel an mobilen niedrigpolymeren Huminstoffen unterbleibt, kann ein klimatisch bedingter Versauerungsschub zur Freisetzung toxischer Al-Ionen mit begleitenden Wurzelschäden führen, deren Ausheilung dem Baum wegen der im Boden anhaltenden Toxizität nicht mehr gelingt. Die hohe Energieaufwendung des Baumes zur Reparatur dieser Wurzelschäden und die Unterversorgung mit Nährstoffen und Wasser führen zu Vitalitätsminderungen und in Folge evtl. zu biotischen Schädigungen. Der Exitus wird dann z.B. durch Windbeanspruchung ausgelöst und durch Windwurf vollzogen. Es ist wahrscheinlich, daß manche Wälder in der Phase der Humusdisintegration gewesen sind, als sie in die moderne Forstwirtschaft überführt worden sind und in der es dann zum Zusammenbruch gekommen ist,

was zu den früheren Berichten von Tannensterben und Fichtensterben Veranlassung gegeben hat (SCHÜTT 1983, 1986).

Der Verlust der Humussubstanzen beeinflusst aber nicht nur die Baumwurzeln negativ, sondern führt auch zur Reduktion der Aktivitäten der Blattstreuersetzer durch Säure-(Al)-Toxizität, so daß die Streuersetzung nicht mehr mit ausreichender Geschwindigkeit verläuft und es **zum Aufbau eines Auflagehumus, d.h. eines Zersetzer-Refugiums** kommt. In dieser Phase minimieren die Streuersetzer ihren Kontakt zum durch Toxizität beeinflussten Mineralboden und die Durchmischung des organischen Materials mit dem Mineralboden unterbleibt. Diese Prozeßänderung führt zum Übergang der Humusformen vom L-Mull über den F-Mull und mullartigem Moder zum Moder. Die Humusformen können aber auch kleinflächig nebeneinander vorkommen. Im Zuge dieser Entwicklung nimmt der Deckungsgrad der Bodenvegetation ab; die verbleibenden Pflanzen wurzeln im Of-Horizont und minimieren ihren Kontakt zum Mineralboden. Der Verlust der Feldschicht kann zur Streuverwehung in Waldökosystemen beitragen. Beide Entwicklungen führen zu einer vollständigen Unterbindung der Blattstreuersetzung mit der Folge von starken Versauerungsschüben im Mineralboden. Dieser Vorgang unterscheidet sich von der Podsolierung dadurch, daß er im ganzen Wurzelraum und nicht allein im A-Horizont zur Ausprägung kommt und sich profilmorphologisch nicht auswirkt, da er weniger als ein Jahrzehnt dauern dürfte (RASTIN & ULRICH 1985).

Verschiebt sich der Prozeß von Säureeinträgen bzw. –produktion zu Protonen-Konsumption durch verstärkte Silikatverwitterung, kann es zum Stoppen der Humusakkumulation kommen. Voraussetzung ist hier allerdings die ausreichende Ausstattung des Systems mit verwitterbaren Silikaten. Die Neubildung von toxischen Kationensäuren hört auf und die vorhandenen werden in höherpolymere und weniger toxische Formen überführt. Das Ökosystem geht in eine **Stabilitätsphase mit geringer Elastizität** über, in der sich der Boden wieder erholt und die Ca- und Mg-Sättigung am Austauscher langsam wieder zunimmt. Abbau von Übernutzung und eine, aus der Beobachtung heraus entwickelte, ökologisch sinnvolle und nachhaltige Waldbewirtschaftung und –pflege haben wesentlich dazu beigetragen, daß viele vormals devalvierte Wälder sich wieder erholt haben und in diese Stabilitätsphase übergegangen sind, die, wie Erfahrungen mit bodensauren Wäldern gezeigt haben, Jahrhunderte bis Jahrtausende anhalten kann. Geringe Elastizität bedeutet in diesem Zusammenhang, daß es immer wieder zu klimatisch bedingten Versauerungsschüben kommen kann, die im System nicht mehr ökophysiologisch unschädlich abgepuffert und somit Zersetzer und Wurzeln beeinträchtigt werden können. In der genannten Reihenfolge führt dies zu zusätzlichen internen Versauerungsschüben, die dann eine Vitalitätsminderung der Bäume auslösen, die durch sekundäre abiotische und biotische Stressoren zu Baumschäden führen können. Versauerungsschübe führen aber zum Verlust von Ca- und Mg-Ionen am Austauscher und zur Freisetzung und Akkumulation von Kationensäuren im Boden und den Wurzeln. Die Elastizität wird verringert und großflächige Baumschäden werden wahrscheinlicher.

Mit zunehmender Prozeßdauer gehen die Waldökosysteme in die **Phase der Podsolierung** über. Eine Verringerung der Elastizität mit der Folge von Baumschäden wird –mit Ausnahme von Fichtenwäldern- unausweichlich. Die Rate der Streuakkumulation im Oberboden bestimmt wesentlich die Säureproduktion im Boden. Zusätzlich auftretende Toxine, wie wasserlösliche Phenole, reduzieren die Tätigkeit der Bakterien im Auflagehumus und die Einwaschung dieser „Fulvosäuren“ in den Mineralboden führt wieder zur Entgiftung von Al-Ionen durch Komplexbildung und ermöglicht somit eine Wurzelbildung im Ah-Horizont. Wegen des häufigen Wechsels in der Aktivität der Zersetzerorganismen, der Nachlieferung von Kationensäuren und der Anhäufung von organischer Substanz kommt es laufend zu Wurzelschädigungen. Die Ionenaufnahme erfolgt vorwiegend aus dem Ah-Horizont, der deswegen in zunehmendem Maße versauert. Nitrifikationshemmung, räumliche Entkopplung von Ammonifizierung und Ammoniumaufnahme und die Einwaschung organischer Säuren aus der Auflage beschleunigen die Bodenversauerung. Die Podsolierung ist ebenfalls ein zeitlich

begrenzter Prozeß von wenigen Jahrzehnten Dauer, denn die wesentliche Ursache liegt in der Akkumulation von Auflagehumus, die aber zeitlich begrenzt ist und nur in Hochmooren gibt es eine über Jahrhunderte dauernde Anreicherung von wenig zersetzten Pflanzenresten. Die Humusakkumulation verläuft unter einigermaßen natürlichen Bedingungen nur einen begrenzten Zeitraum und die Vegetation stirbt mehr oder weniger weitgehend ab. Eine neue Besiedlung erfolgt z.B. durch Gräser, und auf Böden, die noch Silikate enthalten, kann das System in den stabilen Zustand mit geringer Elastizität im Austauscher-Pufferbereich übergehen, wenn die Silikatverwitterungsrate die Protonenproduktion übertrifft. Die Forstwirtschaft hat sich diesen Vorgang bei der Aufforstung von Heideböden zu Nutze gemacht. In eng gepflanzten Fichtenforsten mit starker Auflagehumusbildung ist die Podsolierung durch die nur noch schwer zersetzbare Fichtenstreu als Nahrungsquelle für Zersetzerorganismen stärker fortgeschritten und es kommt zum Übergang des Oberbodens in den Eisen-Pufferbereich. Die weitere Entwicklung ist wesentlich davon abhängig, in welchem Zustand sich der Unterboden befindet. Ist dieser noch im Austauscher-Pufferbereich anzusiedeln, stört es ältere Fichtenbestände wenig, wenn sich der Oberboden im Fe-Pufferbereich befindet. Im Gegenteil, die Fichte kann wegen ihrer stärker ausgeprägten Toleranz gegen H-Toxizität ihr Wurzelsystem in den Oberboden oder die Auflage zurückziehen, wenn der Unterboden durch Al-Toxizität beeinträchtigt wird. Langfristig gesehen führt dies aber zu einer Beeinträchtigung der Verjüngung und zum Zusammenbruch der Bestände, da die flachwurzelnenden Fichten anfällig gegen Trockenschäden und Windwurf werden.

Die flächendeckende saure Deposition hat dazu geführt, daß in unseren Wäldern die Anfangsstadien der Podsolierung (Podsoligkeit) weit verbreitet sind. In jungen Nadelholzbeständen kann die Säurequelle ökosystemintern sein (Auflagehumus-Akkumulation). ***In Laubwäldern und älteren Nadelholzbeständen kann eine akute Podsoligkeit, mit Ausnahme sehr silikatarmer Böden, keine ökosysteminterne Ursache haben.*** Das Anwachsen der Humusaufgabe und die Podsoligkeit –mit Aeh oder Ahe-Horizonten ohne morphologisch sichtbaren Bs- oder Bh-Horizont- ist in all diesen Fällen auf die Deposition von Säuren zurückzuführen (RASTIN & ULRICH 1985).

6.5.2 Auswahlkriterien

Die Auswahlkriterien der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Ökosystemphasen sind in **Tab. 6-54** zusammengestellt. Dabei wurden die Bewertungsmaßstäbe von RASTIN & ULRICH (1985) und ULRICH (1992) angewendet.

Zusätzlich zu den in **Tab. 6-54** aufgeführten Kriterien, wurden die die Elastizitätsparameter aus Kap. 5.7 herangezogen. Die Elastizität wurde im Oberboden bis 30 cm und im Unterboden bis 90 cm durch den Anteil austauschbarer Ca+Mg-Ionen bei einer AKe über 5 cmol_c/kg Boden definiert bzw. klassifiziert (Kap. 6.4 und **Tab. 5-10** bis **Tab. 5-12**). Als weitere Elastizitätsparameter werden die austauschbaren Vorräte von Ca + Mg und K im Wurzelraum, die Humus- und Stickstoffvorräte sowie die Ca/Al- und Ca/H-Verhältnisse interpretiert. Wird bei der Darstellung der Ergebnisse auf einzelne Profile zurückgegriffen, sind die Mittelwerte den **Tab. 6-17** bis **Tab. 6-29** zu entnehmen.

Weiterhin wurde der für das Untersuchungsgebiet in fast allen Profilen anstehende Schichtwechsel (> 90 cm Tiefe) berücksichtigt. Erfolgt der Schichtwechsel bis 90 cm noch nicht oder findet er in geringeren Tiefen statt, wird dieser Befund für die jeweiligen Profile erläutert.

Da das Untersuchungsgebiet wegen des kleinräumigen Wechsels von Ausgangssubstraten, Hangneigung und Stoffzufuhr durch den Bestand sehr inhomogen aufgebaut ist, treten häufig mehrere Ökosystemphasen innerhalb der Standorttypen nebeneinander auf.

Tab. 6-54: Auswahlkriterien zur Beurteilung der Ökosystem-Stabilitätsphasen

Ökosystemphase	Bezeichnung	Auswahlkriterien
Aufbauphase	A	Akkumulation von Biomasse, Stickstoff und Basizität im Bestand, Akkumulation von Humus und Stickstoff im Mineralboden, pH-(Salz) >5, einschließlich Bv
stabil mit hoher Elastizität	S1	pH-(Salz) >5, durchschnittlicher Humusvorrat im Mineralboden
Humusdisintegration	D	Gesamt-N-Konzentration in der GBL >3 mg/l und/oder Vorhandensein von N-Zeigern, Auswaschung von NO ₃ ⁻ .
stabil mit geringer Elastizität	S2	pH-(H ₂ O) >5, pH-(Salz) > 4,2
Aufbau eines Zersetzer-Refugiums	R	Humusform von Mull bis Moder (Rohhumus), keine Podsolierung, pH (H ₂ O) <5, pH-(Salz) <4,2, Auflagehumusbildung
zeitweilig R	zR	wie R nur hier pH (H ₂ O) >5
Podsolierungsphase (1) Podsoligkeit bzw. Kryptopodsolierung	P1	Vorhandensein eines Aeh- bzw. Ahe-Horizontes ohne Bh- oder Bs-Horizont (podsolig), Eintrag starker Säuren (Protonen, Ammonium) begleitet von mobilen Anionen (NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻)

Quelle: RASTIN & ULRICH (1985), ULRICH (1992)

6.5.3 Stabilitäts- und Ökosystemphasen der Standorttypen

Kalk-Buchenwald (Profile K1-K3): *Stabile Phase mit hoher Elastizität (S1) und Phase der Humusdisintegration (D)*

Als dominierende Baumart weist *Fagus sylvatica* einen Kronenschluß von 80-100 % auf. Weiterhin sind *Quercus robur*, *Carpinus betulus* und *Acer platanoides* am Aufbau der Baumschicht beteiligt. Als Bodenvegetation kommen viele Gräser wie *Brachypodium sylvaticum*, *Dactylis glomerata* und *Melica uniflora* vor. Weiterhin wird die Feldschicht durch *Mercurialis perennis*, *Convallaria majalis* und wegen des stärkeren Lichteinfalls in den lichten Beständen von *Rubus fruticosus* agg. sowie *Lonicera periclymenum* eingenommen.

Die Humusform der Braunerde-Rendzinen ist L- bis F-Mull. Sie ist durch rege Tätigkeit von Bodenorganismen gekennzeichnet. Hemmungen in der Streuzersetzung treten allerdings während der sommerlichen Austrocknungsphasen auf, so daß vereinzelt auch mächtigere Humusaufgaben vorkommen können.

Günstige Voraussetzungen für die Zersetzer sind auch aus den engen C/N- (13,87) und C/P- (106,75) Verhältnissen ersichtlich. Die kleinräumige Variabilität ist an Extremwerten der C/N-Verhältnisse von > 30 zu erkennen (**Tab. A 77**). Dieser Standortstyp weist allerdings sehr geringe bis geringe Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte auf. Erstere sind im effektiven Wurzelraum des Mineralbodens lediglich mit 2 t N·ha⁻¹ und 25,3 t C·ha⁻¹ zu quantifizieren. Rechnet man die Mengen des Tiefensegmentes > 90 cm mit geringer Durchwurzelungsintensität der Braunerde K4 hinzu, erreicht dieser Standortstyp 3,3 t N·ha⁻¹ und 36,3 t C·ha⁻¹ (**Tab. A 78** und **Tab. 6-20**). Die organischen Auflagehorizonte erhöhen die N- und C-Vorräte im Mittel um die Beträge von 0,24 t N·ha⁻¹ und 6,6 t C·ha⁻¹. Liegen die Mengen für K1 bis K3 noch relativ eng zusammen (1,67, 3,6, 3,8 t N·ha⁻¹; 23,9, 42,6, 52 t C·ha⁻¹), weichen die mittleren Vorräte des Profils K4 mit 7,2 t N·ha⁻¹ und 107,7 t C·ha⁻¹ erheblich von den übrigen Profilen ab. Von Bedeutung ist hier die gleichmäßige Verteilung der organischen Substanz im gesamten, mächtigeren Profil.

Der pH-KCl-Wert von 5 wird nur in Ausnahmefällen unterschritten und die effektive Kationenaustauschkapazität ist mit 23,88 cmol_c·kg⁻¹ in 0 – 30 cm Tiefe hoch, verringert sich jedoch im Unterboden parallel mit dem abnehmenden Humusgehalt über 14,88 bis 7,7 cmol_c·kg⁻¹ auf mittelhohe bis mittlere AKe. Die X^S_{Ca}+X^S_{Mg}-Anteile erreichen in allen Tiefensegmenten mehr als 90%, also sehr hohe Elastizität. Der Boden weist nur geringe Mengen an säurebildenden Kationen auf und befindet sich fast flächendeckend im Carbonat-Pufferbereich. Die X^S_{Ca}-Vorräte in den Profilen sind mit 5,4 bis 22,3 t ha⁻¹ als sehr hoch zu bewerten und entsprechen einem Vielfachen der durchschnittlichen Nährstoffvorräte von Baumhölzern. Mit 101 bis 445 kg X^S_K·ha⁻¹ können allerdings K-Mängel im Wurzelraum auftreten. Der Sättigungsgrad der X^S_K-Ionen liegt im Intensivwurzelbereich in allen Profilen deutlich unter 1, somit in Bereichen sehr geringer Elastizität (**Tab. 6-17** bis **Tab. 6-20**).

Die Gefahr der Al- bzw. H-Toxizität besteht in den Böden dieses Standorttyps nicht. Lediglich in 0 - 30 cm sind Minimumwerte des Ca/Al- von 2,36 und des Ca/H-Verhältnisses von 0,92 vorzufinden, die vermutlich auf Versauerungsschübe zurückzuführen sind.

Der geringe Humusvorrat, Kaliummangel und die Austrocknung der Braunerde-Rendzinen während des Sommers schränken die Elastizität des Kalk-Buchenwaldes allerdings ein.

Hinweise auf den Vorgang der Humusdisintegration (**D**) sind die hohen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Die mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen des Kalk-Buchenwaldes im Untersuchungszeitraum von Juni 1996 bis Juli 1997 erreichen in 0 - 10cm Tiefe $5,56 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen nehmen die höchsten Werte in der Braunerde K4 ein. In 0 – 10 cm wurden im Jahresmittel $10,05 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$, bis 25 cm $22,36 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ und in 40 cm $12,68 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ gemessen. Die Konzentrationen des anorganischen Stickstoffs im Sickerwasser ($N_{\min} = \text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$) überschreiten $3 \text{ mg N}_{\min}\cdot\text{l}^{-1}$ in allen Profilen und – tiefen des Kalk-Buchenwaldes. Da die Einträge durch den Freilandniederschlag des Profils K1 (FN: N_{\min} : $3,65 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}$: $1,87 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) wesentlich unter den im Sickerwasser gemessenen Konzentrationen von $4,13 \text{ mg N}_{\min}\cdot\text{l}^{-1}$ und $3,16 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{l}^{-1}$ liegen und die Stickstoff-Deposition mit dem Bestandesniederschlag der Profile K2, K3 und K4 ebenfalls unter den im Sickerwasser gemessenen Konzentrationen liegt, ist auf diesen Flächen von einer N-Mobilisierung im Boden auszugehen, obwohl die Böden nur geringe N-Vorräte im Wurzelraum aufweisen.

Geringe N-Vorräte im Wurzelraum, aber hohe N-Gesamtdepositionen, hohe N_{\min} -Konzentrationen im Sickerwasser und hohe N-Mineralisationsraten führen zu einem Überangebot an Stickstoff. Hinweis auf diesen Befund liefern Stickstoffzeiger in der Feld- und Strauchschicht, die in den Untersuchungsflächen mit wechselndem Deckungsgrad vorkommen (**Tab. 6-55**). Besonders deutlich ist der Deckungsgrad der N-Zeiger auf dem entwaldeten Standort K1, da hier durch die Änderung des Klimas die Überschußnitrifikation gefördert wird. Die nach 6 Wochen freigesetzten Nitratstickstoffmengen (Nettonitrifikation) im Kalk-Buchenwald überstiegen beispielsweise während des Untersuchungszeitraumes August 1991 bis Juli 1992 fast in allen Monaten $10 \text{ mg NO}_3\text{-N}\cdot\text{kg}^{-1}$. Die höchste Nitratfreisetzung erfolgte in fast allen Monaten in Proben der Profile K1 und K2.

Tab. 6-55: Deckungsgrade (BRAUN-BLANQUET) von Stickstoffzeigern im Kalk-Buchenwald

Art	N-Zahl	K1	K2	K3	K4
<i>Arum maculatum</i>	8	+	+	-	-
<i>Campanula trachelium</i>	8	1	r	1	-
<i>Cirsium vulgare</i>	8	2	-	-	-
<i>Epilobium roseum</i>	8	1	-	-	-
<i>Sambucus nigra</i> (S)	9	1	r	-	-
<i>Sambucus nigra</i> (K)	9	1	-	-	-
<i>Senecio fuchsii</i>	8	+	-	-	-
<i>Senecio sylvaticus</i>	8	+	-	-	-
<i>Sonchus oleraceus</i>	8	1	-	1	-

Aufnahmen 1991 und 1992, (S): Strauchschicht, (K): Feldschicht,

N-Zahl = Stickstoffzahl (ELLENBERG 1996)

Quelle: Eigene Erhebungen

Moder-Buchenwald (Profile M1 bis M4): **Ökosystem in instationärem Zustand: Humusdisintegration (D), Aufbau eines Zersetzerrefugiums (R) und Podsolierungsphase I (P1)**

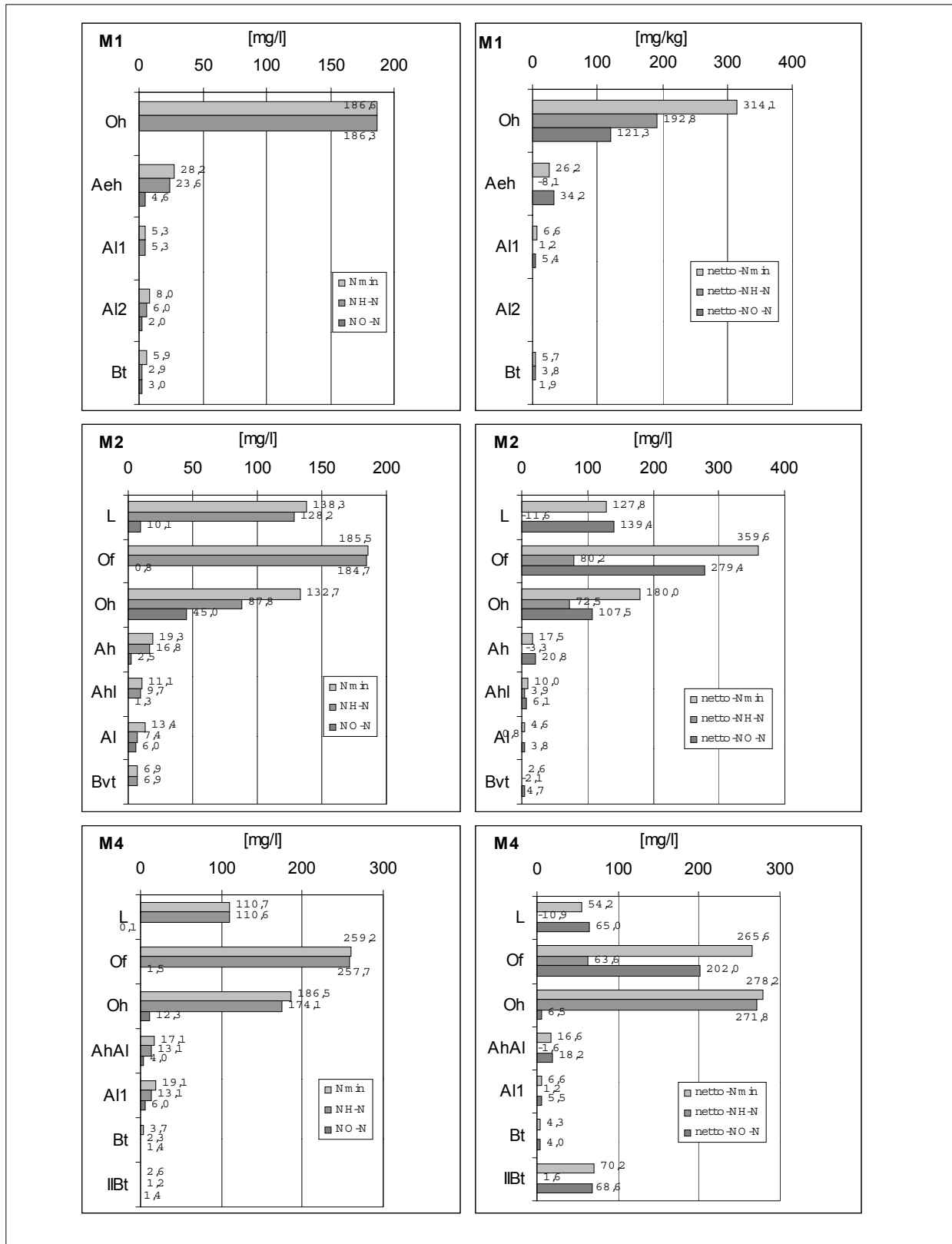
Die pH-KCl-Werte erreichen Minima von 3,08 in 0 – 30 cm. Die Variabilität wird aber durch Maximalwerte von 6,04 in dieser Tiefe verdeutlicht. Der pH-Abstufung folgen im wesentlichen alle weiteren Elastizitätsparameter. Die Humusform (C/N: Ah, Aeh: 19,7 - 21,9; C/P: 409 - 993) ist als mullartiger Moder (Ah) bis rohhumusreicher Moder (Oh) anzusprechen. Insbesondere die C/P-Verhältnisse weisen auf ungünstige Mineralisationsbedingungen hin. Die N-Vorräte sind ebenfalls als gering einzustufen. Sie schwanken jedoch in den einzelnen Profilen und erreichen in den mächtigeren Lößprofilen mittlere N-Vorräte.

Die Hauptbaumart ist *Fagus sylvatica* mit einzelnen Exemplaren von *Quercus robur*. Als

Bodenvegetation kommen *Lonicera periclymenum*, *Rubus fruticosus* agg., viele Grasarten (*Milium effusum*, *Brachypodium sylvaticum*), Säurezeiger (*Maianthemum bifolium*, *Avenella flexuosa*, *Convallaria majalis*), Hagerkeitszeiger (*Calluna vulgaris*) vor, die ein breites Spektrum ökologischer Standortansprüche vertreten. Trotz hoher $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Bodenwasser von $4,89 \text{ mg l}^{-1}$ bis 30 cm und $3,73 \text{ mg l}^{-1}$ bis 70 cm und NO_3/Cl -Verhältnissen, die die der Gesamtdeposition (0,55) im Jahresverlauf teilweise um das Doppelte übertreffen, sind nur vereinzelt und untergeordnet N-Zeiger vorzufinden. Die Schwankungen von Nitratstickstoff sind im Jahresgang allerdings sehr hoch (Range bis 30 cm: $0,48 - 25,15 \text{ mg l}^{-1}$; Range $> 30 \text{ cm}$: $0,04 - 31,5 \text{ mg l}^{-1}$), so daß die Standardabweichung den Jahresmittelwert übersteigt. Die KCl-extrahierbaren Mineralstickstoffkonzentrationen unterstützen diesen Befund der hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Sickerwasser. Die Ausgangskonzentrationen (N_{min} , $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$) und die Netto-N-Freisetzung ($\text{netto-N}_{\text{min}}$, $\text{netto-NH}_4\text{-N}$, $\text{netto-NO}_3\text{-N}$) nach 6 Wochen Brutdauer erreichten im Unterboden in allen Profilen Größenordnungen, die auf einen N-Verlust durch Verlagerung ins Grundwasser hinweisen. Die Ergebnisse sind beispielhaft für einige Moder-Buchenwald-Profile für März 1997, also vor der N-Zehrung durch Wurzelaufnahme und der anspringenden Mineralisation durch Temperaturerhöhung im Frühjahr, dargestellt (**Abb. 6-39**). Die Tiefenfunktion verdeutlicht, daß die N-Zehrung vorwiegend in den A-Horizonten stattfindet. Die geringe Durchwurzelungsintensität in den Unterböden fördert die N-Auswaschung. Durch vorläufige Laborbefunde der toten und lebenden Feinwurzelmasse konnten die Feldansprachen der Durchwurzelungsintensität in ihrer Größenordnung im wesentlichen bestätigt werden, bzw. mußten um den Anteil toter Feinwurzeln (teilw. bis zu 80 % der gesamten Feinwurzelmasse) korrigiert werden. Der N- und C-Vorratsabbau verläuft in diesen Böden scheinbar im gesamten Profil, da der N- und C-Gehalt im gesamten Boden relativ hoch ist. Der Vorratsabbau ist durch Säureeintrag induziert. Die aufgespeicherte Säurebelastung ist am pH-KCl-Wert (s.o.), dem hohen Sättigungsgrad an $\text{X}_{\text{Mn}}^{\text{S}}$ (bis 9 % im Aeh M1) und dem Auftreten von $\text{X}_{\text{Al}}^{\text{L}}$ im Sickerwasser zu erkennen. Die säurebildenden Kationen nehmen hohe Werte an. Die $\text{X}_{\text{Al}}^{\text{S}}$ - und $\text{X}_{\text{H}}^{\text{S}}$ -Anteile bewegen sich im Oberboden bis 30 cm unterhalb von 40 % und steigen im Unterboden auf $> 45 \%$ an. Ihr Anteil an der Kationensumme der Bodenlösung liegt dagegen unter 10 % und ist somit ökologisch von geringer Bedeutung. Der Median der Ca/Al-Verhältnisse im Sickerwasser liegt um 6 in 30 bzw. 10 in 30 - 90 cm Tiefe und der kritische Wert von 1 wird nur im Oberboden zeitweise deutlich unterschritten (Minimum 0,75 bis 30 cm). Die Säureeinträge führen zu einer anhaltenden Versauerung, die aber in keiner Weise der aktuellen Säurebilanz im Boden entspricht. Denn der Boden fungiert als starke SO_4 -Quelle, ein Zeichen für den Abbau von Aluminium-Sulfaten, die Indiz für vorausgegangene Versauerungsschübe mit der Aufspeicherung von Säure sind. Die SO_4/Cl -Verhältnisse der Bodenlösung überschreiten die der Gesamtdeposition (0,2) um ein Vielfaches (**Tab. A 79**). Selbst die Minimum-Werte liegen über dem Verhältnis der Gesamtdeposition. Die aktuelle Säurebelastung kann nicht zur Ausbildung von Podsoligkeit (Aeh-Horizonte) in den Böden M1 und M4 geführt haben, so daß davon ausgegangen werden muß, daß die Protoneneinträge ehemals wesentlich höher gewesen sind und Anteile der aufgespeicherten Säure zusätzlich aus der historischen Waldnutzung stammen.

6 Ergebnisse und Interpretation

Abb. 6-39: Tiefenfunktion der Mineralstickstoff-Anfangskonzentrationen (N_{min} , NH-N, NO-N) und der Netto-N-Mineralisation (netto- N_{min} , netto-NH-N, netto-NO-N) der Moder-Buchenwald-Profile für März 1997



Quelle: Eigene Erhebungen

Das Ausmaß der Standortdrift ist besonders von der Profilmächtigkeit abhängig. Die Profile M1 und M2 sind im Oberboden in den Al- bis Austauscher-Pufferbereich einzuordnen, erreichen aber bereits in 60 cm Tiefe die Verwitterungsrückstände der anstehenden Kalke. Das Ausmaß der depositionsbedingten Bodenversauerung ist allerdings im Oberboden von M1 am ausgeprägtesten. Die Fläche dieses Standortes ist in der Feldschicht fast vegetationsfrei. Säurezeiger (*Avenella flexuosa*, *Maianthemum bifolium*, *Calluna vulgaris*) sind hingegen über dem Profil M3 (**P1**) bestandesdominierend. Der Oberboden befindet sich im Al/Fe-Pufferbereich. Selbst die pH-H₂O-Werte liegen unter 3,8. Die durchgehend niedrigen pH-Werte korrespondieren mit der austauschbaren Kationensäuren-Sättigung von 90 % bis in 100 cm Tiefe. Im Gegensatz zu den übrigen Moder-Buchenwald-Profilen ist der N-Tiefengradient der N-Vorräte mit ausgeprägt positivem Oberboden/Unterbodenverhältnis festzuhalten. Die Akkumulation von C und insbesondere von N findet hier lediglich in einem 5 cm mächtigen Ah-Horizont statt, so daß extrem enge C/N-Verhältnisse auftreten, die in keiner Weise den niedrigen pH-Werten entsprechen. Erst im weiteren Profilverlauf erweitert sich das C/N-Verhältnis auf > 30. Das AKe/AKp-Verhältnis korrespondiert bis in 100 cm Tiefe mit hohen Al-Sättigungen am Austauscher (AKe/AKp: 0,2 bis 0,5), die bei extrem niedriger AKe (4 - 11 cmol_c kg⁻¹ bis 105 cm) und kritischen Ca/Al-, Ca/H-Verhältnissen (bis 105 cm < 0,1) eine ständige Gefährdung für Baumwurzeln und Bodenorganismen darstellen. Dies zeigt sich auch in der schlechten Durchwurzelung und dem Fehlen von Regenwurmröhren im gesamten Profil. Die Zuordnung zur P1-Phase erfolgt hier ohne sichtbaren Aeh-Horizont. Die Bleichung wird hier vermutlich durch den hohen Humusanteil von > 11% überdeckt.

Das Profil M4 (**P1, R**) befindet sich zwar hinsichtlich der Versauerung in günstigeren Pufferbereichen (Al- bis Austauscher-Pb. im Oberboden, Austauscher-Pb. im Unterboden), doch weist es einen morphologisch sichtbaren Aeh-Horizont auf. Die rezente Versauerungsdynamik kann nicht zu dessen Ausbildung geführt haben, da die Sättigung der Kationensäuren im Bodenwasser mit ca. 6 % deutlich hinter der M_a-Sättigung am Austauscher mit 38 % zurückbleibt. Die Al-Konzentrationen im Sickerwasser nehmen aber nach unten hin zu. Dies gilt in gleichem Maße für die Sättigung austauschbarer Kationensäuren, die zusammen mit H⁺-Ionen in 65 cm Tiefe 73 % ausmachen. Die AKe nimmt hier ebenfalls extrem niedrige Werte an. Sie erreicht im Aeh maximal 12 cmol_c·kg⁻¹ und sinkt in den Al-Horizonten auf 3,4 cmol_c·kg⁻¹ ab. Ähnlich verhält sich das AKe/AKp-Verhältnis (0,5 bis 65 cm Tiefe).

Hinsichtlich der *Kapazitätsparameter* ist dieses Profil mit M3 vergleichbar. Die Sickerwasserchemie deutet hingegen auf eine Verringerung der Säuredeposition in jüngster Vergangenheit hin, da die M_a-Sättigung am Austauscher mit zunehmender Profiltiefe parallel zu den M_a-Sickerwassergehalten ansteigt. Partielle Humusanreicherung und tote Wurzeln bis in 100 cm Tiefe geben Hinweis auf das lebensfeindliche Milieu des Bodens.

Die **R-Phase** tritt in der Regel nach weitgehendem Abebben der **D-Phase** ein, da nach Durchlaufen der Humusdisintegration nur noch wenig organische Substanz vorhanden ist, die Al-Ionen maskieren und somit entgiften kann. Der Aufbau von Auflagehumus ist somit Ergebnis der nachlassenden Zersetztätigkeit, da die Organismen den Kontakt mit dem Toxizität enthaltenden Mineralboden minimieren. Die relativ mächtigen Humusaufgaben mit weiten C/N- und C/P-Verhältnissen sowie die makromorphologische Beschreibung derselben verdeutlichen den Vorgang der Auflagehumusbildung im Profil M4. Die Carbonatanteile im Feinboden unterhalb von 50 cm Tiefe (0,1 bis 0,4 %) sind vermutlich der Schlüssel zur Reduktion der Protonenbelastung im Solum. Das Verhältnis von Protoneneintrag/-produktion und Silikatverwitterung (hier vorwiegend Carbonatlösung) bestimmt die Entwicklungsrichtung. Wird die Belastungsrate kleiner als die Protonen-Konsumptionsrate, hört die Neubildung von toxischen Kationensäuren auf und die vorhandenen werden in höherpolymere weniger toxische Formen überführt. Der Boden geht in eine Erholungsphase über, in der die Ca- und Mg-Sättigung am Austauscher langsam wieder zunimmt. Vermutlich befindet sich dieser Standortstyp in einem

solchen Übergangsstadium hin zu der Ökosystemphase S₂ mit geringer Elastizität oder, in Abhängigkeit vom Kalkskelettanteil im Boden und der Mächtigkeit des Solums (Abstand von den anstehenden Kalke), zur S₁-Phase mit hoher Elastizität. Diese Ökosystemzustände werden aber vermutlich erst nach dem Absterben der derzeitigen Baumvegetation und der Neuentwicklung der Bestände eintreten. Stirbt der Baumbestand partiell ab oder wird durch Sturmzyklonen geworfen, führt dies in der Regel zu einer vorübergehenden Verschlechterung des Bodenzustandes, da der Nährstoffkreislauf in noch stärkerem Maße, als dies bereits in den Moder-Buchenwald-Beständen geschehen ist, entkoppelt wird. Die Mineralisation wird in einem solchen Fall angeregt, Humusvorräte des ehemaligen Waldes abgebaut (Humusdisintegration) und es kommt zu einer stärkeren Protonenbelastung durch Überschußnitrifikation. Gleichzeitig läßt aber die Depositionsbelastung durch die fehlenden interceptierenden Oberflächen des Baumbestandes nach. In dieser instabilen Ökosystemphase befindet sich die nächste zu besprechende Variante, die Schlagflur. Ähnlich wie im Moder-Buchenwald sind in diesem instationären Zustand mehrere Ökosystemphasen zu erkennen, deren Prozesse sich teilweise überdecken bzw. nebeneinander vorkommen.

Schlagflur (Profile S1 und S2): ***Ökosystem in instationärem Zustand:***
Humusdisintegration (D), Aufbau eines Zersetzerrefugiums (R) und Podsolierungsphase 1 (P1)

Die Profile der Schlagflur weisen die stärkste Ökosystemdrift auf. Zum einen unterlagen sie bis zum Windwurfereignis 1990 mit den im Moder-Buchenwald auftretenden vergleichbaren Säure- und Stoffeinträgen und der dadurch ausgelösten Prozeßdynamik. Zum anderen wurden diese ungünstigen Standortfaktoren nach der Auflichtung und der Veränderung des Bestandesklimas verschärft. War der Nährstoffkreislauf mit Waldbestockung zumindestens zeitweise entkoppelt, führte spätestens die schlagartige Freilegung der Flächen, der Verlust der Baumvegetation (Nährstoffzehrer) und die Anregung der Mineralisierer (größere Feuchtigkeit und Wärme) zu starker Nährstofffreisetzung mit Überschußnitrifikation.

Die ungünstigen Standortvoraussetzungen für eine Buchenverjüngung ging aus dem Verlust von ca. 50 % der gesetzten Jungbuchen in den Jahren 1991 und 1992 auf diesen Flächen hervor. Prinzipiell führt die unterschiedliche Prozeßdynamik auf solchen Schlagflächen sowohl zur Förderung der Jungbuchen z.B. durch vermehrtes Wasserangebot und schlagartige Nährstofffreisetzung, gleichzeitig sind sie aber der direkten Sonneneinstrahlung, Konkurrenz und verstärkter Bodenversauerung ausgesetzt. MADSON & LARSEN (1997) stellten in diesem Zusammenhang fest, daß die natürliche Regeneration von Buchen signifikant negativ durch eine Abnahme des Carbonatgehaltes im Feinboden beeinflusst wird (s.u.).

Die aus dem ehemaligen Moder-Buchenwald stammenden Vorräte organischen Materials wurden in der Folgezeit verstärkt abgebaut und, wie aus verschiedenen Studien bekannt ist (KRIEBITZSCH 1978, STAHR et al. 1992), mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen. Hinweis auf die N-Mobilisierung ist das Auftreten von N-Zeigern (**Tab. 6-56**). Gleichzeitig erwiesen sich die ermittelte Stickstoffnettomineralisation, die Netto-Nitrat-Vorräte der Ah-Horizonte des Profils S1 und die weit über dem Bedarf von Buchen ($9,9 \text{ kg N ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, DE VRIES & GREGOR 1991) liegende Nitratanhäufung im Brutversuch unmittelbar nach dem Windwurf 1990 (**Abb. 6-40**) als überdurchschnittlich hoch. Die hohe Nitratfreisetzung konnte auch im Untersuchungszeitraum von 1996 bis 1997 im Sickerwasser beider Schlagflur-Profile (S1 und S2), also sechs Jahre nach der Zerstörung des Waldbestandes nachgewiesen werden. Hier lagen während des größten Teils des Jahres die N_{\min} -Konzentrationen über 3 mg N l^{-1} (**Abb. A 1**). Der Nitrifikationsgrad erwies sich mit 57 % im Jahresmittel allerdings so gering, daß von einer Hemmung der Nitrifikation ausgegangen werden muß (**Tab. A 67**).

Charakteristisch für die Schlagflurflächen ist, daß kleinflächig verschiedene Humusformen nebeneinander vorkommen. Die Humusformen der beprobten Profile lassen sich mit mullartigem

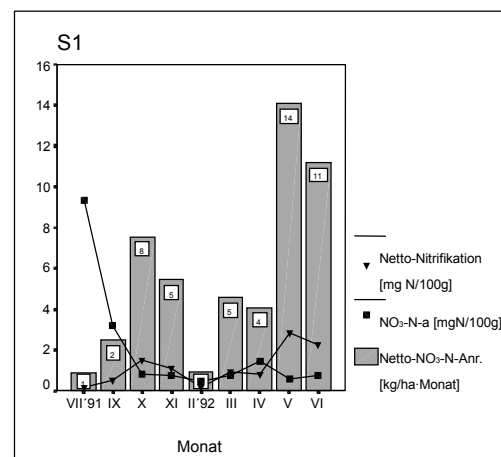
Moder (Ah) bis rothumusreichem Moder (Oh) beschreiben. Die C/N und C/P-Verhältnisse im humosen Mineralboden liegen jeweils an der Grenze von 20 bzw. 200, oberhalb derer eine Hemmung des Abbaus organischer Substanz eintritt. Lediglich in den Humusaufgaben wurden ungünstigere Verhältnisse gemessen. Die Kohlenstoffgehalte sind im Oberboden mit > 5 bzw. > 6 % sehr hoch und mit Anteilen jeweils > 1 % in den übrigen Profiltiefen verteilt. Die C-Vorräte sind mit denen des Moder-Buchenwaldes vergleichbar. Hinsichtlich der Gefährdung durch Al-Toxizität liegen die Medianwerte des Ca/Al-Verhältnisses deutlich niedriger als in den vergleichbaren Waldprofilen. Mit Ca/Al-Verhältnissen von 2,56 im Sickerwasser bis 30 cm besteht keine Gefährdung, zumal die C_{org}-Anteile im Oberboden hoch sind und der Vorgang des Humusvorratsabbaus lösliche organische Verbindungen produziert, die im Profil freie Al³⁺-Ionen komplexieren und somit entgiften (**Tab. A 79**). In tieferen Bodentiefen liegen die Verhältnisse unter 1. Nur das Maximum erreicht einen Wert von 1,35, so daß im Unterboden (> 30 cm) vermutlich Al-Toxizität zu erwarten ist. Die Intensität dieses Prozesses hängt aber von den oben beschriebenen DOC-Mengen (dissolved organic carbon) in den jeweiligen Tiefenstufen ab. Die Erdalkalisättigung im Bodenwasser erreicht Werte von ca. 55 % in den oberen 30 cm, nimmt aber im Unterboden auf ca. 36 % ab. Die austauschbaren Anteile von X^S_{Ca+Mg} sinken bis in 51 cm auf ca. 10 % in S1 und sind Ergebnis vorangegangener Versauerungsschübe, die zu einer Aufspeicherung von Säuren in Form von Aluminiumsulfaten und Kationensäuren geführt haben (Kap. 6.4.2). Hohe Sulfatgehalte im Sickerwasser weisen diesen Standortstyp als Quelle von Versauerungsäquivalenten aus. Die hohen Anionenkonzentrationen führen zu einer Auswaschung derselben zusammen mit den M_b-Kationen und somit zu einem Verlust von Basizität. Die AKe/AKp-Verhältnisse liegen bis in die Bt-Horizonte um 0,5 und die AKe fällt unmittelbar unter dem humosen Aeh auf Werte unter 10 cmol_c kg⁻¹. Die Minimumwerte sind mit 0,15 cmol_c kg⁻¹ in 0 – 30 cm sehr gering, die mittleren Austauschkapazitäten in S1 erreichen in 91 cm Tiefe (IIBt) lediglich 6,7 cmol_c·kg⁻¹ (**Tab. 6-25**).

Tab. 6-56: Deckungsgrade von Stickstoffzeigern in der Schlagflur (Deckung nach BRAUN-BLANQUET)

Art	N-Zahl	S1	S2
<i>Arum maculatum</i>	8	1	+
<i>Campanula trachelium</i>	8	1	r
<i>Cirsium vulgare</i>	8	2	
<i>Clematis vitalba</i>	7	+	+
<i>Eupatorium cannabinum</i>	8		r
<i>Epilobium angustifolium</i>	8	+	+
<i>Epilobium roseum</i>	8	+	
<i>Sambucus nigra (S)</i>	9	+	r
<i>Sambucus nigra (K)</i>	9	1	+
<i>Sonchus oleraceus</i>	8	+	+

Aufnahmen 1991 und 1992, (S): Strauchschicht, (K): Feldschicht
Quelle: Eigene Erhebungen

Abb. 6-40: Netto-Nitratstickstoff-Konzentrationen und -Vorräte, Nitratstickstoff-Anfangsgehalte im Aeh-Horizont einer podosoligen Parabraunerde der Schlagflur (1991-92)



Es wird angenommen, daß sich die Profile des Vorwaldes unmittelbar nach der Entwaldung des Altbestandes (1984) in einem ähnlichen Zustand befunden haben, in dem sich heute die Schlagflur-Profile befinden. Im derzeitigen Entwicklungszustand sind 12 Jahre nach dem Windwurfereignis die Prozesse der Überschußnitrifikation abgeklungen. Die Depositionsbelastung ist wegen der fehlenden Baumschicht deutlich reduziert und die Standorte gehen in eine Aufbau- und Erholungspause über. Der Aufbau eines neuen Bestandes hat zwar

eine starke Nährstoffzehrung durch die Vegetation und eine Nährstoffverarmung im Boden zur Folge, das Ausmaß der Verarmung im Boden ist aber stark abhängig von der Nachlieferung von Nährelementen aus der Silikatverwitterung. Ist diese größer als die Zehrung von Nährelementen durch die Vegetation, kann es auch zu einer Anreicherung von basischen Nährelementen im Wurzelraum kommen, wenn nicht gleichzeitig durch Protoneneinträge M_b -Kationen zusammen mit Anionen starker Säuren (NO_3^- und SO_4^{2-}) ausgetragen werden. In diesem Zustand befindet sich der nächste Standortstyp Vorwald.

Vorwald (Profile V1 bis V3): **Ökosystem in instationärem Zustand:**

Aufbauphase (A) mit hoher Elastizität und möglicherweise einer Entwicklung zur steady state Phase mit sehr hoher Elastizität

Die Humusform ist in allen Profilen L-Mull (Ah V1 und V2) und mullartiger Moder (Ah V3). Die hohe biologische Aktivität führt zum schnellen Umsatz der organischen Substanz und nur in Hangmulden ($< 1m^2$) findet man Streuanreicherung (Windverfrachtung) und eine Ausbildung von Of- und Oh-Horizonten. Die C/N- und C/P-Verhältnisse von 14 bzw. 104 (alles Mediane) in 0 - 30 cm sind entsprechend eng. Die pH-Werte schwanken von pH-KCl 4,7 bis 7,1 in 0 - 30 cm, der Median ist mit 6,4 in dieser Tiefe deutlich höher als im Unterboden (5,5). Hier sinken die Minimumwerte auf 3,81 ab, während sich der Maximalwert nicht verändert. Der Trend der pH-Absenkung mit der Tiefe ist auch in den pH-H₂O-Werten nachzuvollziehen (7,11 und 5,59), die allerdings in keiner Weise mit den extrem hohen pH-Werten im Sickerwasser übereinstimmen (Median: 7,53 und 7,56). Zeichnen die wässrigen Extrakte und die KCl-Extrakte noch Protonenaktivität im Boden nach, ist die Entwicklung in der Sickerwasserchemie gänzlich verschieden. Gute Übereinstimmung besteht jedoch hinsichtlich austauschbarer und löslicher Erdalkalitionen in den Profilen V1 und teilweise in V2, die in allen Tiefenstufen über 90 % liegen und mit den Anteilen im Sickerwasser vergleichbar sind. In V2 und besonders in V4 steigt jedoch der Anteil der Kationensäuren am Austauscher an, so daß die ES in V1 (Bt bis 135 cm) auf 65 % und in V3 in Tiefen von 75 bis 145 cm zeitweilig auf ca. 30 % absinkt. Der Feinboden ist bis auf V1 zwar in allen Profilen carbonatfrei bis carbonatarm, doch besitzen V1 und V2 einen nicht unerheblichen Skelettanteil, der vermutlich zur relativ zügigen Pufferung einer ehemals vorhandenen Versauerung beigetragen hat und noch beiträgt. Das SO_4/Cl -Verhältnis ist beispielsweise in V3 mit Medianwerten von 7 (bis 10 cm) und 5 bis 35 cm deutlich über dem Verhältnis des Eintrags als Gesamtdeposition (0,2) anzusiedeln. Der Boden als SO_4 -Quelle ist eindeutiges Indiz einer ehemals vorhanden stärkeren Versauerung, die zur Bildung von Aluminiumsulfaten geführt hat, die jetzt im Zuge von Versauerungsschüben abgebaut werden. Weitere Sulfat-Quellen im Boden sind durch Mineralisation (ALEWELL & GEHRE 1999) und Desorption (ALEWELL 1995, 1998, ALEWELL et al. 1999) freigesetzte Kontingente. Die SO_4 -Konzentrationen im Sickerwasser sind mit den anderen Varianten vergleichbar. Dies führt zu einem gewissen Verlust an Basizität, da zugleich die NO_3/Cl -Verhältnisse ebenfalls über der Gesamtdeposition, die N_{min} -Konzentrationen im Jahresverlauf über den kritischen Werten (Humusdisintegration) von $3 \text{ mg N} \cdot \text{l}^{-1}$ (RASTIN & ULRICH 1986) liegen und zusammen mit diesen Anionen Basen ausgewaschen werden. Da aber die Pufferung durch die Carbonatfreisetzung (**Tab. 6-32**) sehr hoch ist (2 mol H^+ pro mol $CaCO_3$) und somit auch gleichzeitig Ca und Mg in die Bodenlösung überführt werden, kann sich der Austauscherkörper auch im Unterboden wieder erholen. Vermutlich spielen hier Stabilisierungsvorgänge in Dreischichttonmineralen durch lösliche Ca- und Mg-Ionen eine Rolle, die zu einer Aufweitung der Zwischenschichten beitragen (SCHÜLER & BUTZ-BRAUN 1997). Dieser Prozeß führt letztendlich auf zur Erhöhung der effektiven Kationenaustauschkapazität in den Vorwald-Profilen.

Durch diese Mobilisierungsprozesse ist aber der Ionenverlust in den Böden relativ hoch, so daß die Reversibilität der Bodenversauerung durch nachlassende Sulfatdeposition und veränderte Bestandesstruktur mit einem Basenverlust verknüpft ist. In Langzeitstudien des BITÖK

(Bayreuther Institut für terrestrische Ökosystemforschung, LISCHIED et al. 1998, MANDERSCHIED & ALEWELL 1999) wurde in diesem Zusammenhang festgestellt, daß sich zwar die pH-Werte im Bestandesniederschlag in den letzten 13 Jahren wegen der geringeren Sulfat-Immissionen im Trend um 0,2 bis 0,5 Einheiten erhöht haben, aber gleichzeitig eine Abnahme derselben, verknüpft mit gleichbleibender Sulfatbelastung und M_b -Fracht im Oberflächenabfluß festzustellen war.

Tab. 6-57: Stoffakkumulation in Baumhölzern (B), Gesamtdeposition (GD) und Bedarfsüberschreitung von K, Mg, Ca, N und S sowie austauschbare Vorräte im Feinboden, aus dem Bedarf berechneter Verbrauch austauschbarer Vorräte

(ohne Berücksichtigung der Bedarfsüberschreitung durch die Gesamtdeposition)

Stoffakkumulation in Baumhölzern (B)	K	Mg	Ca	N	S
B: $kg\ \bar{A}\cdot ha^{-1}\cdot a^{-1}$	0,17	0,12	0,4	0,9	0,08
B: $kg\cdot ha^{-1}\cdot a^{-1}$	6,65	1,46	8,0	12,6	1,67
GD: $kg\ \bar{A}\cdot ha^{-1}\cdot a^{-1}$	0,12	0,22	0,7	*) 59,5	0,21
Bedarfsüberschreitung der Gesamtdeposition in [%], $GD*100/B$					
	-28	183	175	472	263
austauschbare Vorräte in $kg\cdot ha^{-1}\cdot 90cm^{-1}$ und voraussichtlicher Verbrauch der Vorräte in Jahren (in Klammern)					
KBW	96 (15)	1275 (870)	6462 (800)	+) 1608 (128)	-
MBW	81 (12)	253 (173)	1565 (200)	+) 2174 (173)	-
Schlagflur	62 (9)	87 (60)	710 (90)	+) 1933 (153)	-
Vorwald	136 (21)	750 (514)	3252 (400)	+) 1865 (148)	-
Acker	535 (81)	563 (385)	6678 (834)	+) 1200 (95)	-

Quelle: Eigene Erhebungen, AK Standortkartierung (1996), B = Stoffakkumulation in Baumhölzern, GD = Gesamtdeposition (bulk-dep.), *) = $kg\cdot ha^{-1}\cdot a^{-1}$, +) = Gesamtverträge

Die austauschbaren Nährstoffvorräte sind jeweils für Ca (jew. Median: $> 3,3\ t\cdot ha^{-1}$) und Mg ($0,75\ t\cdot ha^{-1}$) als mittel/hoch und für K mit $127\ kg\cdot ha^{-1}$ als gering zu bewerten. Die Vorräte bis in 90 cm Tiefe entsprechen dem 5 – 10 - (Ca und Mg) sowie dem $\frac{1}{2}$ - fachen (K) der vielfachen durchschnittlicher Nährstoffvorräte von Baumhölzern (AK Standortkartierung 1996). Die Berücksichtigung der Humusaufgabe erhöht die Vorräte nur unwesentlich, da es sich hierbei nur um geringmächtige L-Horizonte handelt. Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte sind mit $30,4$ und $1,9\ t\cdot ha^{-1}$ als sehr gering einzustufen.

Da die Stoffverlagerung vom Boden in den aufwachsenden Bestand immer mit einer Nährstoffzehrung verbunden ist, wird entscheidend sein, wie schnell die vorhandenen Nährstoffe mobilisiert werden können oder der Bedarf über Stoffeinträge gedeckt wird. Problematisch für den Bestandaufbau sind hier vermutlich die geringen K-Gehalte im Ausgangsgestein, so daß durch Verwitterung der K-Gehalt nicht gedeckt werden kann. Die austauschbaren Vorräte von K sind, bei der Annahme einer durchschnittlichen Stoffakkumulation in Baumhölzern, für den Vorwald nach 21 Jahren erschöpft (**Tab. 6-57**). Bezieht man jedoch die Gesamtdeposition von Kalium ein, errechnet sich aus beiden Größen eine Bedarfsüberschreitung von 72 %. Die austauschbaren Vorräte von Mg, Ca und Stickstoff (Gesamtgehalte) überschreiten die des Kaliums bei weitem, so daß sowohl bei der Bedarfsüberschreitung durch die Gesamtdeposition als auch in den austauschbaren Vorräten kein Mangel hinsichtlich dieser Elemente zu erwarten ist. Geht man also lediglich von den austauschbaren K-Vorräten im Wurzelraum aus und berücksichtigt man die nur geringe K-Nachlieferung aus den Kalken, ist aus den Daten ersichtlich, daß die Vorräte nicht ausreichen, um einen Waldbestand aufzubauen. Die Bedarfsüberschreitung durch die Gesamtdeposition macht die Bedeutung des Nährstoffeintrages über die Atmosphäre deutlich, auf die MEIWES & BEESE 1986, BREDEMEIER 1987 und andere Autoren hingewiesen haben. Die Befruchtung der Atmosphäre mit basischen Stäuben ist wegen Luftreinigungsmaßnahmen in den 80er Jahren allerdings stark rückläufig.

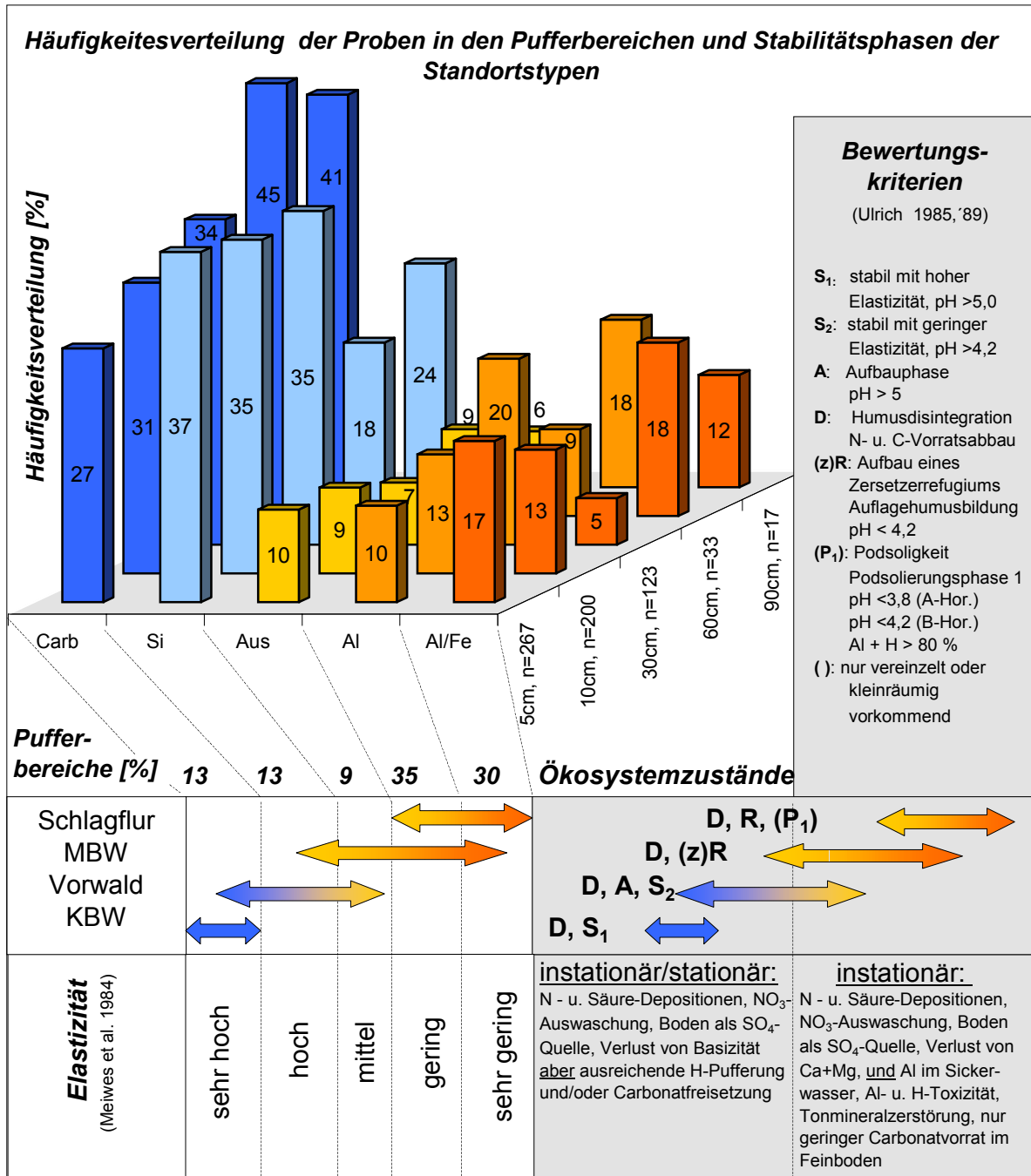
6.5.4 Zusammenfassung des Stabilitätszustandes

Die **immissionsbedingte Destabilisierung** der Buchenwald-Ökosysteme in der Bergisch Gladbacher Kalkmulde läßt sich durch Kapazitätsgrößen der Meßebene Boden ablesen. Ausgehend von **quasi-stationären Ökosystemphasen** (ULRICH 1989a u. c) mit hoher Elastizität wurden die Buchenwälder im Untersuchungsgebiet durch die Waldnutzung sowie immissionsbedingte Säure- und Stickstoffeinträge destabilisiert und durch Stürme zu unterschiedlichen Zeiten teilweise geworfen, was auf den betroffenen Flächen zu zusätzlichen Versauerungsschüben führte. Die bereits beschriebenen kleinräumig wechselnden Standortfaktoren, zum einen aus der partiellen Bestandeszerstörung bedingt, zum anderen durch die Unterschiede im Ausgangssubstrat Löß oder Kalk hervorgerufen, führen zu der in **Abb. 6-41** dargestellten Verteilung der Proben in den Pufferbereichen. So sind ca. 35 % der untersuchten Proben im Austausch- bis Aluminium/Eisen-Pufferbereich einzuordnen. Die Häufigkeitsverteilung aller Proben im Al/Fe- bis Austauscher-Pufferbereich werden für die einzelnen Tiefenstufen der Standorttypen im wesentlichen nachgezeichnet. Die Flächen des bereits 1984 zerstörten Buchenbestandes sind heute als Standortstyp Vorwald in der **Aufbauphase** und weisen mittlerweile Entsauerungstendenzen auf. Die Elastizität dieser Variante ist als hoch bis sehr hoch zu bezeichnen. **Humusdisintegration** ist sowohl auf den Vorwaldflächen, im Kalk-Buchenwald und im Moder-Buchenwald als auch in der benachbarten Schlagflur, Ergebnis der Destabilisierung durch Säure- und Stickstoff-Deposition. Die Intensität der ausgelösten Prozesse hat dazu geführt, daß diese Flächen partiell zusätzlich durch die Phase der **Auflagehumusbildung** und **Podsoligkeit** gekennzeichnet sind. Diese Prozesse sind aber nicht, wie die Humusdisintegration, flächendeckend anzutreffen. Die Restwaldbestände des Moder-Buchenwaldes weisen die Systemstadien der **Humusdisintegration**, **Auflagehumusbildung** und **Podsoligkeit** auf oder sind, wie der Kalk-Buchenwald, geogen durch den anstehenden Kalk beeinflußt. Letzterer ist als **stabil mit hoher Elastizität** anzusprechen. Die ausgegliederten Standorttypen unterscheiden sich hinsichtlich ihres bodenchemischen Zustandes signifikant voneinander. Es handelt sich insgesamt aber um **hochresiliente Waldökosysteme** mit hoher Regenerationsfähigkeit, da bei nachlassender Immissionsbelastung das Zurückschwingen des Systems u.a. wegen der Nachlieferung von Puffersubstanzen aus den anstehenden Kalken möglich ist. Diese Tendenz zur Entsauerung ist deutlich auf den Flächen des Vorwaldes zu erkennen, obwohl der Feinboden bis auf Ausnahmen carbonatfrei ist. Hinweise auf eine ehemalige stärkere Versauerung lassen die **höheren Kationensäurenanteile im Unterboden** erkennen. Bei der Beurteilung des Stabilitätszustandes wurde davon ausgegangen, daß die Standortfaktoren hinsichtlich der Säurepufferung auf allen untersuchten Varianten, mit Ausnahme des Kalk-Buchenwaldes, sich ursprünglich nicht unterschieden haben. Hinweise auf gleiche Ausgangsbedingungen geben Mittelwertvergleiche der Elemente in der Festsubstanz (Königswasseraufschluß), die sich bis 60 cm nur zwischen dem Kalk-Buchenwald und den übrigen Varianten signifikant unterscheiden. Zwischen Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald kommen solche Unterschiede nur im Oberboden für manche Elemente, z.B. leichter lösliche Ca- und Mg-Ionen, vor. Unterhalb von 60 cm unterscheiden sich die Standorttypen nicht signifikant voneinander (**Tab. A 47**).

Anliegen dieser Arbeit war es, aus dem räumlichen Nebeneinander unterschiedlicher Reifungsgrade eines Ökosystems auf das zeitliche Nacheinander zu schließen. Die Entwicklungsreihe Moder-Buchenwald – Schlagflur – Vorwald sollte ohne langjährige Untersuchungen, die zur Beurteilung von Stabilitätsphasen von Ökosystemen notwendig sind, auf eine mögliche Systementwicklung hinweisen. Hierbei standen Kapazitätsgrößen des Bodens im Vordergrund. Die Daten zur Eintragssituation sollten einen groben Überblick über die Stoffdeposition geben. Die für das Untersuchungsjahr 1996 bis 1997 gemessenen Niederschlagsdeposition ist mit dem langjährigen Mittel zu vergleichen, so daß vermutlich keine extreme Eintragssituation vorliegt.

Abb. 6-41: Bodenzustand und Stabilitätsphasen im Untersuchungsgebiet

Häufigkeitsverteilung und Anzahl der Proben in den Pufferbereichen und Tiefenstufen, Bewertung und Kriterien der Elastizität (MEIWES et al. 1984a, Beschreibung im Text) und der Ökosystemzustände (nach ULRICH 1989a u. c) für die einzelnen Standortstypen. Die Pfeile geben den Elastizitätsbereich und den Pufferbereich des Probenzentrums der Standortstypen an.



Quelle : Eigene Erhebungen

6.6 Vergleich mit Bilanzfallstudien

In Deutschland gibt es eine relativ große Anzahl an ökosystemaren Fallstudien, die sich sowohl in standörtlichen wie in klimatischen Merkmalen unterscheiden. Als weiteres differenzierendes Merkmal dienen die Immissionsbelastung und die unterschiedlichen Untersuchungszeiträume. Die Studie mit der bis heute längsten Laufzeit ist das „Solling-Projekt“. Seit 1966 werden dort Stoffflüsse und –bilanzen für einen Buchen- und Fichtenbestand gemessen und berechnet (ELLENBERG et al. 1986, BREDEMEIER 1987).

Durch die lange Stoffflußzeitreihe wurde bereits Ende der siebziger Jahre erkannt, daß an diesem Standort ein Nettoaustrag an Basizität in einer Größenordnung stattfindet, der durch ökosystemare Regelmechanismen nicht aufgefangen werden kann. Die ständige Abnahme des Pools an Neutralkationen führte u.a. zum Verlust bzw. zur Verschlechterung wichtiger Bodenfunktionen, wie die Pufferung von externen Säureeinträgen und interner Protonenproduktion und der Nährstoffversorgung der Waldbestände. Diese Standorte unterliegen der bodenchemischen Drift. Die Geschwindigkeit natürlicher bodengenetischer Prozesse (Silikatverwitterung, Mineralisierung, Humifizierung) wird um Größenordnungen übertroffen und somit die Standortsnachhaltigkeit gefährdet.

In Kap. 4 wurde bereits auf die Bedeutung des Bodens hinsichtlich seiner ökosystemaren Funktionen hingewiesen. Die Pufferleistungen eines Ökosystems müssen kurz- bis mittelfristig vom Boden erbracht werden.

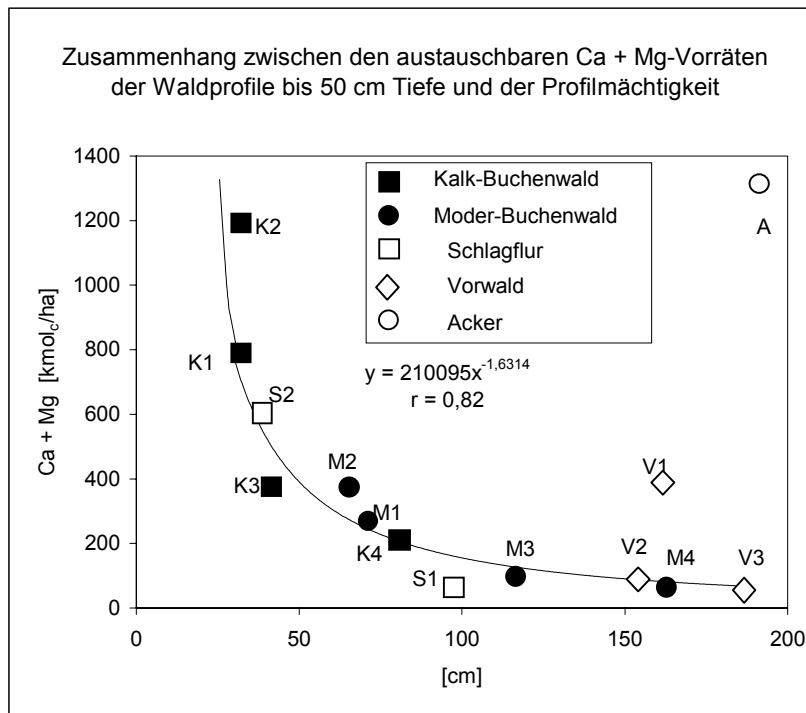
In der vorliegenden Untersuchung lag der Schwerpunkt auf dem bodenchemischen Zustand und hier insbesondere der Belegung des Austauscherkörpers und der sich daraus ergebenden kurz bis mittelfristig freisetzbaren Nährstoffvorräte im effektiven Wurzelraum. Zum Vergleich wurden lediglich die Fallstudien herangezogen, die mit Buchenwäldern bestockt sind und sich auf Parabraunerden mit annähernd vergleichbarem Ausgangssubstrat entwickelt haben. Weitere Fallstudien werden in ULRICH (1994a) und FBW (1989) beschrieben.

Die austauschbaren X_{Ca+Mg}^S -Vorräte variieren im Untersuchungsgebiet von 28 (S1) bis 1350 (A) $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$. Die Waldböden erreichen Maximalwerte in den Braunerde-Rendzinen von 1200 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$ und liegen somit in der Größenordnung der von MEIWES & BEESE (1988) gemessenen 1100 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$ unter Buche in einer Rendzina-Terra fusca über mu-Kalkstein im Göttinger Wald. Die mächtigeren Lößprofile ($> 100 \text{ cm}$ Profilmächtigkeit) unterschreiten 60 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$, während die flachgründigeren Parabraunerden durchaus X_{Ca+Mg}^S -Vorräte von 250 bis 600 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$ aufweisen. Vergleicht man diese Werte mit den in Deutschland zwischen 1986 bis 1989 veröffentlichten Bilanzfallstudien (**Tab. A 80**, FBW 1989, ULRICH 1994a), die mit Ausnahmen auf sauren Ausgangssubstraten und überwiegend auf Podsolen, Podsol-Braunerden und podsoligen Braunerden ermittelt wurden und bis auf eine Ausnahme unter 18 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$ liegen, überschreiten die im Untersuchungsgebiet gemessenen Werte für die versauerten Profile die Angaben der Bilanzfallstudien erheblich (28 bis 61 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$). CASSENS-SASSE (1987) ermittelte in Parabraunerden aus Löß über m-Kalkstein in Harste bei Göttingen 200, BLUME et al. (1989) extrahierten aus Parabraunerden bzw. Parabraunerde-Pseudogleyen, beide über Geschiebemergel, in Siggen bzw. im Segeberger Forst 153 bzw. 564 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot 50 \text{ cm}^{-1}$. Die erwähnten Bilanzfallstudien mit Parabraunerden sind ebenfalls mit Buchen bestanden. Der Vergleich sollte aber wegen der z.T. deutlich abweichenden bodengenetischen Entwicklung und der Ausgangssubstrate als Orientierung dienen und die Variabilität der X_{Ca+Mg}^S -Vorräte im Untersuchungsgebiet deutlich machen.

Bezieht man die austauschbaren X_{Ca+Mg}^S -Vorräte auf die Mächtigkeit des Solums, läßt sich hier zwischen beiden Parametern eine deutliche Abhängigkeit erkennen (**Abb. 6-42**), die sich aus den unterschiedlichen Substraten der Bodenbildung Kalk und Löß erklären läßt. Der Zusammenhang erweist sich trotz der hohen Variabilität der Standorttypen und Profile

hinsichtlich des Kalkskelettanteils als signifikant mit $r=0,82$. Berücksichtigt man die Ca + Mg-Verluste der Kalke im Profil (Kap. 6.3.3.1.1), wird klar, daß die geringen Kalkgehalte in den Lößprofilen vermutlich kaum noch zu einer Nachlieferung von Erdalkalitionen beitragen und der Abstand von den anstehenden Plattenkalke mit zunehmender Profilmächtigkeit die Verteilung dieser Ionen im Profil bestimmt. Insgesamt wird dieser Befund jedoch durch die Tatsache modifiziert, daß ein kleinräumig wechselndes Mosaik von Profilen mit stark variierendem Skelettanteil unterschiedlicher Korngröße (V1 und V2) und damit verwittbarer Oberfläche einer gesicherten, auf die Fläche übertragbaren Aussage im Wege steht.

Abb. 6-42: Zusammenhang zwischen den austauschbaren Ca + Mg-Vorräten und der Profilmächtigkeit



Quelle: Eigene Erhebungen

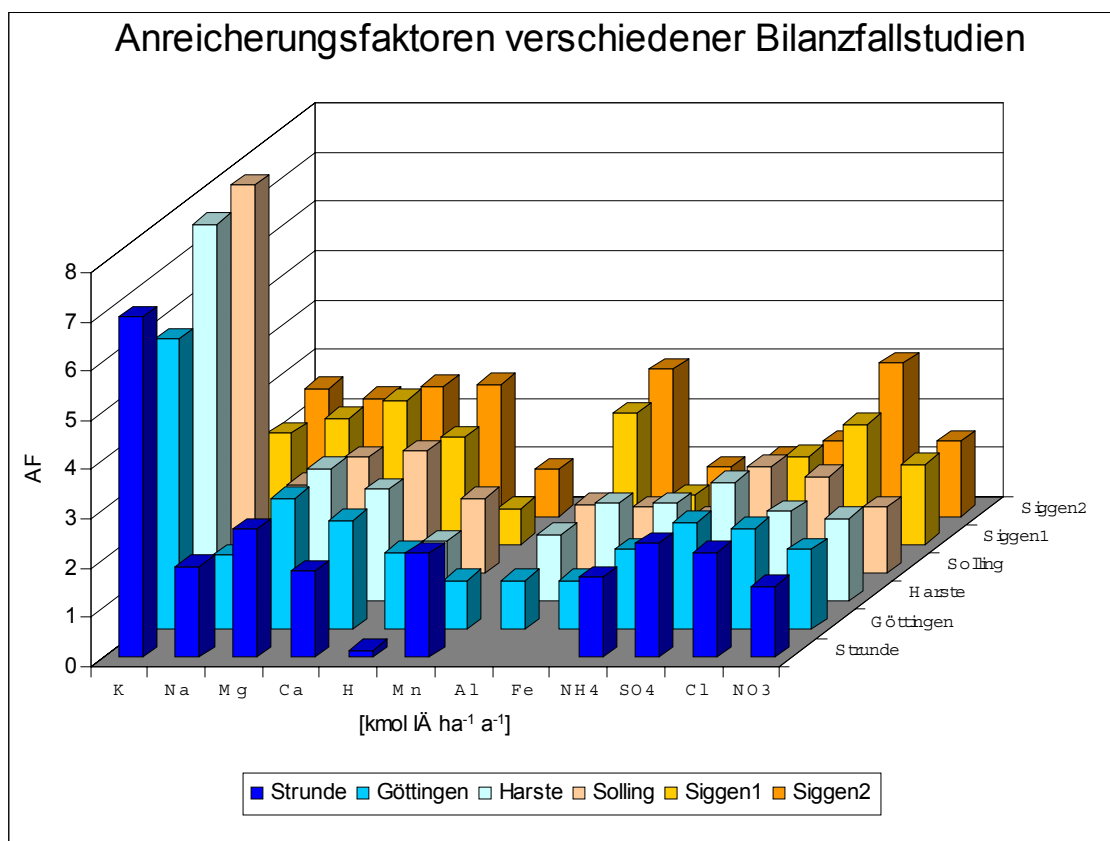
Die Daten der zum Vergleich herangezogenen Bilanzfallstudien sind in **Tab. A 80** und **Tab. A 81** zusammengefaßt. Aus der Deposition lassen sich Anreicherungsfaktoren errechnen, die die Möglichkeit bieten diese relativen Werte miteinander zu vergleichen. Die Anreicherungsfaktoren sind in **Abb. 6-43** aufgeführt und verdeutlichen die gute Übereinstimmung mit den im Strundetal für Juni 1996 bis Juli 1997 gemessenen Daten.

Bezieht man zusätzlich weitere Fallstudien mit unterschiedlicher Vegetationsbedeckung in die Interpretation ein (FBW 1989), stellt man hinsichtlich des Anreicherungsfaktors für anorganischen Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) fest, daß insb. in Buchenwäldern hohe Werte erreicht werden. Innerhalb der in **Tab. A 81** aufgeführten Studien für Buchenwälder ist der AF für das Untersuchungsgebiet mit ca. $3,1 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im oberen Drittel anzusiedeln. In einer jüngeren Untersuchung kommt EICHHORN (1992, 1995) für einen Buchenwaldstandort in Hessen (Fallstudie Ziereberg) zu ähnlichen Ergebnissen.

Anreicherungen bei der Kronenraumpassage können durch Auswaschung von Pflanzeninhaltsstoffen (neben N-Verbindungen auch K, Mg) oder durch die Abwaschung sedimentierter Staubpartikel zustande kommen (Kap. 4.3.1.2). Vieles spricht dafür, daß die Anreicherung im Bestandesniederschlag auf Auswaschungsvorgänge und einen angeregten internen Kreislauf zurückzuführen ist. Als interner Kreislauf wird hier der Transport von löslichem N im Boden, die Wurzel Aufnahme, der Transport im Transpirationsstrom und die Aus- bzw. Abwaschung von Blattoberflächen verstanden. Da Nitratausträge sowohl einen Verlust von

Stickstoffverbindungen als auch eine Auswaschung basischer Kationen zur Folge haben – beide Vorgänge tragen zur Nährstoffverarmung und Bodenversauerung bei - hat der interne N-Kreislauf in ökosystemarer Hinsicht, wie auch die Aufnahme in die Bodenvegetation (N-Zeiger), die Funktion eines temporären Speichers, der als Regulationsgröße das System von allzu großen N-Verlusten schützt. Die temporäre Speicherung von N-Verbindungen kann aber nur von kurzer Dauer sein und spätestens bei Störungen des Ionenkreislaufes kommt es zu Ungleichgewichten zwischen N-Aufnahme und Mineralisation mit der Folge der N-Auswaschung. Vorübergehend macht sich dieser Vorgang durch das gehäufte Auftreten von Stickstoffzeigern in der Feldschicht bemerkbar. Betrachtet man diesen Zustand hinsichtlich der Entwicklung von Ökosystemen, bedeutet dies, daß derartige Phasen temporärer Kreisläufe und temporärer Speicherung labile Zustände sind und schon geringe Veränderungen der Rahmenbedingungen zu Destabilisierungen führen können. Im Untersuchungsgebiet wird diese Entkopplung des Stickstoffkreislaufes durch die ganzjährig hohen N-Konzentrationen im Sickerwasser deutlich (**Abb. A 1**).

Abb. 6-43: Anreicherungsfaktoren (AF) verschiedener Bilanzfallstudien
 (AF=BN/FN, Strunde: eigene Erhebungen, Göttingen: MEIWES & BEESE (1988), Harste: CASSENS-SASSE (1987), Solling: MATZNER (1988) und ELLENBERG et al. (1986), Siggen1 und Siggen2: BLUME et al. (1989))



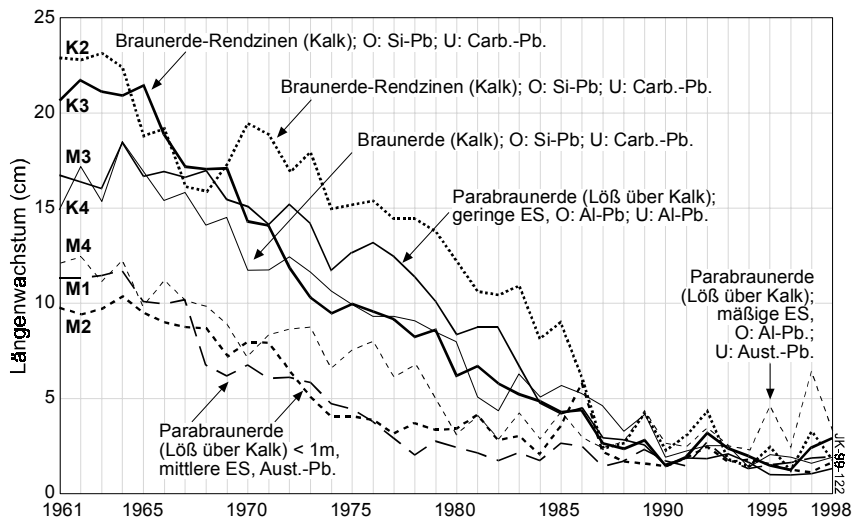
6.7 Morphologisch sichtbare Schäden des Waldes

Hohe N-Konzentrationen und der Mix aus Säure- und Schwermetallbelastung führen insgesamt zu einer Störung des Ionenkreislaufs im System. Trotz ausreichender Verfügbarkeit austauschbarer Erdalkalitionen (K liegt hingegen im Mangel vor) und teilweiser Maskierung der Al-Toxizität durch Humusdisintegration (hohe lösliche Mengen organischer Substanz, ausreichend M_b -Ionen im Sickerwasser) **sind die Buchen-Altbestände insgesamt als geschädigt einzustufen**. Die Stabilitätsbedingungen der Standorte sind zwar perspektivisch gesehen mit hoher Elastizität zu bewerten und weisen insgesamt eine **hohe Resilienz** auf, eine Erholung kann aber erst nach dem Ausfall der rezenten Baumvegetation eintreten (s. Vorwald) und setzt die Reversibilität der Versauerungsdynamik im Boden voraus.

Der Kronenzustand der Buchen wurde durch den jährlichen Zuwachs an Wipfeltrieben gemessen (ROLOFF 1986). Vergleicht man den Kronenzustand der Buchen der Altwaldbestände, kann bis zum Ende der 70er Jahre eine Zweiteilung der Standorte in Kalk-Buchenwald und Moder-Buchenwald mit dem bereits vorgestellten Bodenzustand vorgenommen werden (**Abb. 6-44**). Aber seit Anfang der 80er Jahre verringert sich der Abstand im Triebblängenzuwachs der Wipfeltriebe der Buchen zwischen diesen beiden Varianten und es werden ab 1985 mittlere Zuwächse < 3 cm gemessen. Die geringen Zuwachsraten führen zur Verringerung der Astordnungen, Ausbildung von Hexenbesen in der Krone, zum Verlust der mechanischen Stabilität durch Kurztrieb Bildung und dem Ausfall ganzer Kronenteile und letztendlich zur Anfälligkeit gegenüber Schädlingsbefall, Witterungseinflüssen und Sturmschäden. Dieser eintretende Vitalitätsverlust manifestiert sich erst dann im Habitus der Buche, wenn der Zustand über einen längeren Zeitraum andauert. Im Untersuchungsgebiet ist keine Buche über 100 Jahre der Vitalitätsstufe 0 zuzuordnen (ROLOFF 1986). Dieses, als **Explorationsphase** bezeichnete Stadium, weist maximales Triebblängenwachstum, Langtriebe, mindestens zwei Astordnungen und Kronen ohne Lücken auf. Im Moder-Buchenwald sind im Mittel 25 % der Buchen in der **Resignationsphase** (Vitalitätsstufe 3). Die Krone zerfällt und es kommt zum Ausbrechen von ganzen Kronenteilen. 30 % befinden sich in der **Stagnationsphase** (Vitalitätsstufe 2), die durch Kronenverlichtung durch Kurztrieb Bildung in den Hauptachsen sowie Krallenbildung charakterisiert ist. 45 % befinden sich in der **Degenerationsphase** (Vitalitätsstufe 1). In dieser Phase führt die mangelnde Verzweigung zur Spießbildung. Entsprechend dem günstigeren Bodenzustand der Kalk-Buchenwald-Flächen fehlt die Resignationsphase und die Vitalitätsstufen 1 und 2 sind mit jeweils 50 % vertreten.

Die vergleichenden Untersuchungen von Kapazitätsgrößen im Boden, der Dynamik der Stoffflüsse im Kronenraum, des Sickerwassers und des Vitalitätszustandes der Buchen ergeben, daß sich die untersuchten Varianten in einer **ökosystemaren Standortdrift**, bzw. in **Destabilisierungsphasen** befinden. Unter den Rahmenbedingungen hoher Stickstoffeinträge scheint sich die Regenerationsgeschwindigkeit der Bestände z.B. hinsichtlich der Belastung durch Säuretoxizität und Schwermetallen zu verzögern, da die Störung im N-Kreislauf nachhaltige Auswirkungen auf den Stofftransfer und die Ionenaufnahme und –ungleichgewichte in der Baumvegetation hervorruft. Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt sind deshalb für das Verständnis von Stoffkreisläufen in Waldökosystemen unter den Bedingungen erhöhter N-Depositionen von großer Bedeutung und können im Rahmen integrativer Ökosystemanalysen zur Erklärung der neuartigen Waldschäden beitragen.

Abb. 6-44: Längenwachstum der Wipfeltriebe der Buchen im Kalk- und Moder-Buchenwald von 1961-1998 und Bodentypen, Bodenzustand sowie Pufferbereich im Ober- und Unterboden
(ES=Elastizität, Pb.=Pufferbereich, Carb.=Carbonat-, Si.=Silikat-, Aust.=Austauscher-, Al=Aluminium-, Al/Fe=Aluminium-Eisen-Pufferbereich, O=Oberboden (bis 30 cm), U=Unterboden (bis 90 cm))



Quelle: Eigene Erhebungen

6.8 „Critical loads“, „critical levels“ und deren Überschreitung

Die Charakterisierung des ökosystemaren Zustandes hinsichtlich der wesentlichen Beeinträchtigungsfaktoren Stickstoff- und Säuredeposition und die Mengen der Einträge in das System sollte zur Formulierung von Handlungsmaßnahmen zur Verbesserung der Immissionssituation führen. Zu diesem Zweck bietet sich das „critical loads“/ „critical levels“-Konzept an, in dem maximale Belastungsgrenzen für Ökosysteme für beispielsweise Stickstoff- und Säureeinträge ermittelt werden, jenseits derer eine Veränderung im System stattfindet.

Für die Bewertung von Eintragsraten durch den Vergleich von „critical loads“ und „critical levels“ (s. Kap. 5.3.6) sind grundsätzlich zwei Stofffluß-Modeltypen anwendbar (DE VRIES & GREGOR 1991, GAUGER et al. 1997). Dynamische Modelle beschreiben das Verhalten von Ökosystemen in Abhängigkeit von interner Struktur und externen Faktoren, z.B. Depositionen, die sich im zeitlichen Verlauf verändern können. Steady state-Modelle beschreiben prognostisch einen quasi-stationären Zustand (Fließgleichgewicht) des Systems nach unendlich langer Zeit. Bei diesem Modell ist der Boden von zentralem Interesse. DE VRIES & KROS (1991) sind der Ansicht, daß nur Modelle des zweiten Typs für die Berechnung kritischer Inputraten von Bedeutung sind. Eine Auswahl gegenwärtig vorliegender dynamischer und steady state-Modelle findet sich in SVERDRUP et al. (1990) und DE VRIES & KROS (1991).

Im Folgenden werden „critical loads“ für Stickstoff- und Säuredepositionen den tatsächlich im Untersuchungsgebiet ermittelten „actual loads“ gegenübergestellt und eine Überschreitung bzw. Unterschreitung berechnet. Daraus lassen sich Handlungsvorschläge zur Verbesserung der Eintragsituation für die untersuchten Waldökosysteme ableiten.

6.8.1 „Critical loads“ für Stickstoff

In diesem Kapitel wird ein kurzer Überblick über „critical loads“ für N-Einträge gegeben, die nach dem gegenwärtigen Stand der Forschung zu einer Beurteilung von N-Einträgen herangezogen werden. Sie können unter verschiedenen Gesichtspunkten festgelegt werden.

6.8.1.1 Veränderung in der Vegetationszusammensetzung: Auftreten von N-Zeigern und Differenzierung der Pilzflora

Stickstoff-Deposition kann in diesem Zusammenhang sowohl Vegetationsveränderungen auf dem Artenniveau als auch auf Gesellschaftsniveau hervorrufen (ELLENBERG 1977, BOBBINK et al. 1992). Im Vorfeld dieser Entwicklung erfolgt meist auch eine Veränderung der Zersetzerpopulationen und der Rückgang der Mykorrhiza-Pilze.

In vielen Ökosystemen treten bei der Überschreitung der N-Einträge von $1,4 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ($20 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) Effekte in der Artenzusammensetzung in der Feldschicht von Wäldern wie z. B. Vergrasung (ROELOFS 1986) oder die Zunahme von Stickstoffzeigern auf. Berücksichtigt man den Vorgang der Stickstoffakkumulation und die relativ langsame Reaktion der Ökosysteme wird eine Obergrenze der „*critical loads*“ für N-Depositionen von $1 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ($15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) vorgeschlagen (DE VRIES & GREGOR 1991). Diese Größenordnung ($15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ für die Vegetationsperiode bzw. $25 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) gibt auch ULRICH (1978) für ungedüngte Ökosysteme, wie Brachland, Wälder und Moore an. Jenseits dieser Mengen werden Zuwachssteigerungen und Veränderungen der Artenzusammensetzung in der Feldschicht angenommen. Für empfindlichere Arten oder Ökosysteme muß der „*critical load*“ niedriger angesetzt werden (ELLENBERG 1977, ULRICH 1978). In den 50er Jahren wurde die Stickstoffzufuhr in Ökosysteme in Europa noch mit $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, der natürliche Hintergrund mit $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ in der Niederschlagsdeposition quantifiziert (ULRICH 1978, MOHR & LEHN 1994). Diese Angaben verdeutlichen die Tragweite der heute doch erheblich höheren Stickstoffdepositionen in Ökosysteme gegenüber natürlichen Depositionsmengen.

Stickstoffübersversorgung reduziert weiterhin die Besiedelung der Buchenwurzeln mit Mykorrhiza-Pilzen. Untersuchungen zur Mykorrhiza-Diversität in Süd-Schweden kamen zu dem Ergebnis, daß eine Reduktion derselben durch die Düngung mit Stickstoff ($420 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$: 20 – $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ in 12 Jahren als Ammonium-Nitrat) erfolgte. Insgesamt verringerte sich die Mykorrhiza-Dichte in Böden nach N-Applikationen, wohingegen die humuszersetzenden Pilz-Organismen drastisch zunahm (RÜHLING, & TYLER 1991).

Der Wechsel in der Artenzusammensetzung der Pilzflora hin zu abbauenden Organismen, der zusätzlich durch niedrige pH-Werte unterstützt wird, trägt zusammen mit den hohen N-Einträgen zum Humusvorratsabbau bei. Diese Entwicklung ist auch auf den stark versauerten Standorten im Untersuchungsgebiet mit kurzfristig verfügbarem Despoitions-N, aber auch auf den gut basenversorgten Varianten an den hohen N-Konzentrationen im Sickerwasser erkennbar (**Abb. A I**).

Da die Ektomykorrhiza nicht nur die Wurzeloberfläche der Bäume „vergrößert“, sondern gleichzeitig das Eindringen bestimmter toxischer Schwermetalle in die Baumwurzel reduziert (GODBOLD et al. 1998), kommt der unterstellten Abnahme der Mykorrhizadichte und -diversität durch zu hohe N-Depositionen eine besondere Bedeutung hinsichtlich einer fehlenden Abschirmung der Wurzeln gegenüber von Schwermetallen zu.

6.8.1.2 Waldschäden und Nährstoffungleichgewichte

Hohe Stickstoff-Inputraten in Waldökosysteme erhöhen die N-Gehalte in der Biomasse der Bäume, zunächst mit dem Ergebnis der Ertragssteigerung (HOFMANN et al. 1990, KREUTZER 1992), die aber bei andauernder N-Zufuhr zu einer Störung der verschiedenen Stoffwechselforgänge führen kann (z. B. Steigerung des Hygromorphiegrades). Die Stickstoffanreicherung im Gewebe der Waldbäume hat dann zur Folge, daß es beispielsweise zur Exposition gegen Schädlinge und zum Verlust der Frosthärte, mit der Folge von Dürre- und Spätfrostschäden, kommt (ARONSSON 1980, FBW 1989). Dies kann letzten Endes zu Änderungen im Areal vieler Arten und mancher Pflanzengesellschaften führen.

Die Schädigung der Wälder erfolgt u.a. durch Säure- und Stoffeinträge, die als direkte oder

indirekte Stressoren wirken. Direkte Schädigungen werden durch kurzfristige hohe Konzentrationen von Schadelementen verursacht, während die hier vorgestellten kontinuierlichen, längerfristigen Einträge eine indirekte Beeinträchtigung hervorrufen und perspektivisch zu einer langsamen Destabilisierung der Waldökosysteme führen. Neben der Schädigung der Böden durch Säurebelastung treten in der Folge Nährstoffungleichgewichte im Boden auf, die zusätzlich durch hohe Stickstoffeinträge verstärkt werden.

Besondere Auswirkungen auf Nährstoffungleichgewichte aber auch toxische Effekte hat in diesem Zusammenhang Ammonium (ROELOFS et al. 1985). Untersuchungen in Wäldern der Niederlande (ROELOFS et al. 1985, HOUDIJK et al. 1993) und an Bäumen (Kiefern, Douglasien) in Gewächshausversuchen (VAN DIJK et al. 1989) sowie Versuche an Buchen in der Schweiz (FLÜCKIGER & BRAUN 1998) konnten signifikante Zusammenhänge zwischen den relativen Nährstoffangeboten von NH_4^+ und K^+ im Boden und dem Vitalitätszustand der Bäume belegen. Weniger vitale Wälder wurden auf solchen Böden angetroffen, die hohe NH_4/K - und/oder NH_4/Mg -Verhältnisse aufwiesen. Dieses Ergebnis steht in engem Zusammenhang mit dem Befund, daß in Waldökosystemen eine Förderung der K-, Mg- und Ca-Auswaschung aus dem Boden durch erhöhte Ammoniumeinträge verstärkt wird, die dann zu einer Erweiterung der NH_4/K -Verhältnisse im Sickerwasser führt (ROELOFS & HOUDIJK 1991).

Die Auswirkungen solcher Nährstoffungleichgewichte auf die Pflanzen kann sich in vielfältiger Weise äußern. Hohe NH_4/K -Verhältnisse führen zusammen mit ungünstigen Ca/Al-Verhältnissen in der Bodenlösung zu einem Nettofluß von Mg und Ca aus den Wurzeln in das Bodenwasser. Die Zusammenhänge zwischen Nährstoffungleichgewichten und der Abgabe von Nährelementen durch die Wurzeln werden auch von KUHN et al. (1995) und LINDEMAIR et al. (1999) beschrieben. Gleichzeitig wird aus Blättern bei der NH_4 -Aufnahme eine äquivalente Menge K- und Mg-Ionen abgegeben, die Auswaschung von essentiellen Nährelementen aus der oberirdischen Biomasse also stark beschleunigt (ROELOFS & HOUDIJK 1991). Im Falle von hohem NH_4 -Angebot wird beispielsweise viel mehr Nitrat von Pflanzen aufgenommen als im Gewebe in nicht lösliche N-haltige Substanzen überführt werden kann. Das überschüssige Nitrat findet sich dann in Zwischenspeichern wie freiem NH_4^+ , Glutamin, Asparagin und Arginin. Mit zusätzlicher K-Ernährung werden diese Speicher (NH_4 und Aminosäuren) in Proteine überführt. Es wird angenommen daß ein genügend hohes K^+ -Level Voraussetzung für eine optimale Proteinsynthese ist (MOHR & LEHN 1994). Ein erhöhtes N-Angebot führte in Buchenwäldern der Schweiz zu ähnlichen Effekten (FLÜCKIGER & BAUM 1998). Zusätzlich waren N-disponierte Buchen anfälliger gegen Parasitenbefall (FLÜCKIGER & BRAUN 1998).

Langzeitexperimente, in denen die atmosphärische N-Deposition durch Dachkonstruktionen ausgeschlossen wurde, führten in *Pinus sylvestris* und *Pseudotsuga menziesii*-Beständen zu einer Verringerung der M_b -Auswaschung aus den Nadeln, einer Verbesserung des Nährstoffzustandes der Nadeln, eine Verengung des NH_4/K -Verhältnisses in Nadeln und Bodensickerwasser sowie einer Zunahme der Wurzelspitzen mit einer gesteigerten Nährstoffaufnahme (BOXMANN et al. 1995).

DE VRIES (1993) gibt als „*critical load*“, oberhalb dessen Nährstoffungleichgewichte in den meisten sensiblen Ökosystemen auftreten, Depositionen von $800 \text{ mol N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ an. Als Kriterium wird das NH_4/K - bzw. NH_4/Mg -Äquivalentverhältnis verwendet. BOXMANN et al. (1988), HOUDIJK et al. (1993) geben einen kritischen Wert von 5 bzw. 10 im Oberboden an, oberhalb dessen Kalium- bzw. Magnesiummangel in der Vegetation auftritt (**Tab. 6-58**).

6.8.1.3 Belastung des Grundwassers mit Nitrat

Die Stickstoffeinträge in Ökosysteme sind seit Beginn der 60er Jahre drastisch angestiegen (**Abb. 4-2**) und die Stickstoffverluste der historischen Vergangenheit durch Waldnutzung werden z. Z. ausgeglichen bzw. die N-Immissionen führen bei N-Sättigung des Systems zu einer Belastung des Grundwassers wenn der N-Input nicht mehr gespeichert werden kann. In Deutschland sind ca. 30 % der Fläche mit Wald bestanden. Diese Regionen liefern zur Zeit noch

relativ sauberes, nitratfreies Grundwasser, das bei der Trinkwassergewinnung zur Verschneidung der z. T. hoch mit Nitrat belasteten Grundwässer unter intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen verwendet wird. Oft ist es nur auf diesem Wege möglich den Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg NO₃-l⁻¹ einzuhalten. GRENNFELT & HULTBERG (1986) und GUNDERSEN (1992) geben für die Beziehung zwischen der N-Deposition und dem NO₃-Sickerwasseroutput unterhalb von 50 cm Tiefe einen ungefähren Wert für den „critical load“ der N-Deposition von 12 kg·ha⁻¹·a⁻¹ an. Dieser Schwellenwert stimmt sehr gut mit der allgemein akzeptierten Sicht überein, daß der Langzeit-„critical load“ für bewirtschaftete Waldökosysteme mit 4 - 10 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ und der für natürliche Wälder ohne Biomasseentnahme mit 2 - 5 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ zu quantifizieren ist (GUNDERSEN 1992). DISE & WRIGHT (1995) geben als critical load für einen Nitrataustrag mit der Folge der Belastung von Grund- und Quellwässern unter europäischen Wäldern 10 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ an. Für Naturwaldreservate ohne Entzug von Biomasse durch Forstbewirtschaftung reduziert sich dieser Betrag vermutlich auf nur 2 – 5 kg N·ha⁻¹·a⁻¹ (LEHN et al. 1995) (**Tab. 6-58**).

Tab. 6-58: „Critical Loads“ für Stickstoff-Deposition auf naturnahe und extensiv bewirtschaftete Ökosysteme

Ökosystem	Kriterium	„critical load“ [kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]	Autoren
Bodensaurer Laubwald (bewirtschaftet)	Vegetationsänderung im Waldunterwuchs und Beeinträchtigung der Fruchtkörperentwicklung von Mykorrhiza-Pilzen	<15-20	BOBBINK et al. 1992
Bodensaurer Nadelwald (bewirtschaftet)		15-20	BOBBINK et al. 1992
Waldökosysteme		11-15	REYNOLDS et al. 1998
	Vergrasung, Vegetationsänderung im Waldunterwuchs	15	ROELOFS (1986), TYLER (1987), LILJELUND & TORSTENSSON (1988)
Naturwaldreservate (nicht bewirtschaftet)	Nitrataustrag	2-5	LEHN et al. 1995
Europäische Wälder	Nitrataustrag	10	DISE & WRIGHT 1995
Wälder und die meisten N-empfindlichen Ökosysteme	Nährstoffungleichgewichte NH ₄ /K <5, NH ₄ /Mg <5; 10	11	DE VRIES 1993, DE VRIES et al. 1995

6.8.1.4 Überschreitung der „critical loads“ für Stickstoff und mögliche Folgen im Waldökosystem

Die Stickstoffeinträge (NH₄-N und NO₃-N) sind im Untersuchungsgebiet in der Niederschlagsdeposition mit 32,6 kg·ha⁻¹·a⁻¹, im Bestandesniederschlag mit 47,09 kg·ha⁻¹·a⁻¹ und in der Gesamtd deposition mit 59,49 kg·ha⁻¹·a⁻¹ zu quantifizieren (**Tab. A 26**). Selbst wenn man Verluste durch Denitrifikation und N₂O von jeweils 0,4 kg·ha⁻¹·a⁻¹ (MOGGE et al. 1998) berücksichtigt, liegen N-Depositionen deutlich über den in **Tab. 6-58** aufgeführten critical loads. Für die Standorttypen lassen sich daraus Überschreitungen des „critical load“ für das jeweilige Kriterium berechnen und die Größenordnung von Immissionsreduktionen formulieren (**Tab. 6-59**).

Tab. 6-59: Kalkulation der Überschreitung des „critical load“ für die Kriterien Vegetationsveränderung, NO₃-Austrag ins Grundwasser und Nährstoffungleichgewichte (für den Moder-Buchenwald wurde die Gesamtd eposition (GD), für die Schlagflur die Niederschlagsdeposition (ND) und für den Vorwald die Kronentraufe (KR) als actual load eingesetzt, „critical loads“ aus **Tab. 6-58**)

	actual load GD, ND, KR	Überschreitung des „critical load“ [kg N·ha ⁻¹ ·a ⁻¹]		
		Vegetationsveränderung	NO ₃ -N-Austrag	Nährstoffungleichgewichte
MBW + KBW (Altwälder)	59,5	39	49	48
Schlagflur (Freifläche)	32,6	12	22	21
Vorwald (Jungwald)	47,1	27	27	26

Die Werte belegen eine erhebliche Überschreitung des „critical load“ für Stickstoff, der sowohl eine Veränderung der Vegetationszusammensetzung hin zu stickstoffliebenden Pflanzen, als auch Nitratausträge und Nährstoffungleichgewichte in der Nährstoffversorgung der Buchen wahrscheinlich macht. Bezieht man die Überschreitung des „critical load“ auf die vorgestellten Bodendaten, verdichtet sich dieser Befund. Die NO₃-N-Konzentrationen im Sickerwasser liegen auf den meisten Standorten über 3 mg NO₃-N·l⁻¹ (= 13,29 mg NO₃·l⁻¹) mit Spitzenwerten von ca. 70 mg NO₃-N·l⁻¹ (= 310 mg NO₃·l⁻¹) und einem Jahresmittel von 12,7 mg NO₃-N·l⁻¹ in 40 cm

Tiefe des Kalk-Buchenwaldes ($= 55,3 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$). Eine dauerhafte Überschreitung des Trinkwasser-Grenzwertes von $50 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ ist aber zur Zeit nicht zu erwarten, da das System insgesamt nur geringe bis mittlere Stickstoffvorräte im effektiven Wurzelraum aufweist. Es kann also noch eine Stickstoffspeicherung erfolgen, welche die Verluste, die durch die historische Waldnutzung (Biomasseentnahme) entstanden sind, ausgleichen kann. Diesem Trend entgegen wirken sich jedoch die Prozesse im Zuge der Humusdisintegration aus, die durch vorwiegend abbauende Vorgänge den Stickstoff im System immer wieder mobilisieren und abführen können.

Von größerer Bedeutung sind die Ungleichgewichte in der Nährstoffversorgung der Buchen. In der Niederschlagsdeposition überwiegt Ammonium gegenüber Kalium, wird aber im Bestand aufgenommen, wohingegen Kalium durch die NH_4 -Aufnahme verstärkt ausgewaschen wird, so daß das NH_4^+/K^+ -Verhältnis von 7,65 in der Niederschlagsdeposition auf 2,3 im Bestandesniederschlag absinkt (**Tab. 6-60**). Es wird angenommen, daß unterhalb eines Verhältnisses von 5 eine optimale Versorgung der Vegetation mit Kalium nicht gewährleistet ist. BOXMAN et al. (1988) zeigten, daß der Wert im Niederschlag eng mit den NH_4/K -Verhältnissen in der Bodenlösung korreliert und dieser im Bestandesniederschlag nicht überschritten werden sollte. Kronenrauminteraktionen können jedoch das Verhältnis sehr stark beeinflussen. Im Bestandesniederschlag nimmt der Ammoniumanteil ab, da die Buchen als NH_4 -Senke fungieren, jedoch Kalium freisetzen.

Der kritische Wert von $0,8 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1} \text{ NH}_4^+ \text{-N}$ wird sowohl von dem actual load für die Niederschlagsdeposition als auch für den Bestandesniederschlag überschritten, so daß die Ionenungleichgewichte an den Boden weitergegeben werden.

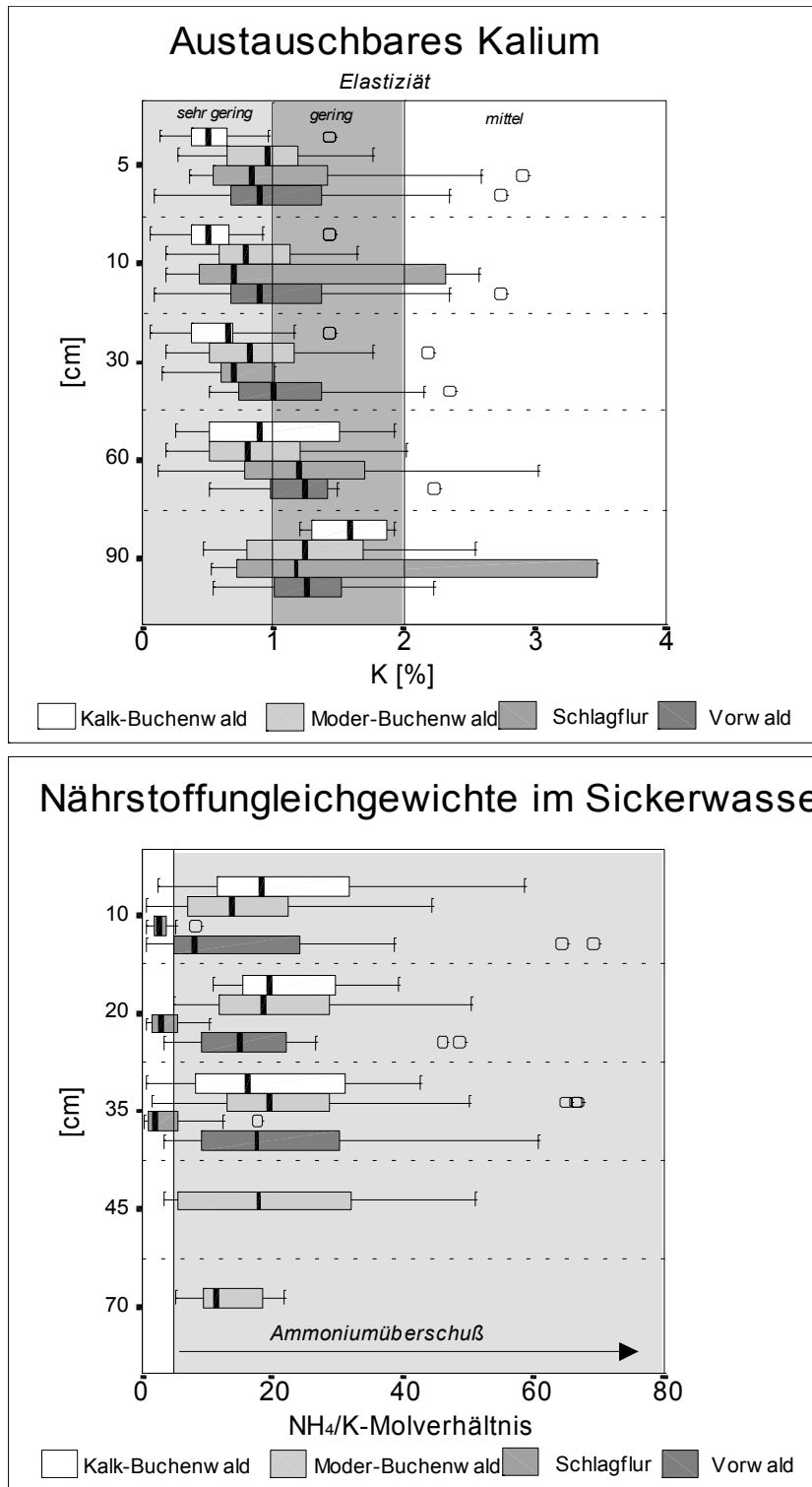
Tab. 6-60: NH_4^+ -und K^+ -Konzentrationen im Niederschlagswasser (FN) und im Bestandesniederschlag, deren Verhältnisse zueinander, sowie die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flüsse und des „critical load“ für N-Einträge

	NH_4^+	K^+	NH_4^+/K^+	$\text{NH}_4\text{-N}$	„critical load“
	$\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$			$\text{kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$	
FN	0,13	0,017	7,65	1,32	0,8
BN	0,51	0,222	2,30	1,55	

Quelle: Eigene Erhebungen

In Kap. 6.4.1 wurde bereits auf die geringe bis sehr geringe Elastizität der Standorttypen hinsichtlich austauschbaren Kaliums hingewiesen. Die Mediane erreichen bis 30 cm nur $< 1 \% X_K^S$ und überschreiten diesen Wert erst bis 60 bzw. 90 cm Tiefe nur knapp, bleiben aber unter 2 % (**Abb. 6-45**). Diesem Trend folgt das Verhältnis von NH_4^+/K^+ im Sickerwasser. Die Varianten Moder-Buchenwald, Kalk-Buchenwald und Vorwald weisen im Sickerwasser des Hauptwurzelraums durchweg Kaliummangel auf. Lediglich die Schlagflurflächen unterschreiten das kritische Verhältnis von 5. Vermutlich ist diese Entwicklung ein Ergebnis stärkerer Silikatverwitterung in den stark versauerten Lößprofilen der Schlagflur, die aus kaliumreicherem Ausgangssubstrat des Lösses mehr Kalium freisetzt, wohingegen die Waldstandorte wegen der interceptierenden Oberfläche größere NH_4 -Frachten aufnehmen müssen, die an das Sickerwasser weitergegeben werden. Andererseits deuten die hohen Verhältnisse auf den Abbau organischer Substanz hin.

Abb. 6-45: Tiefenfunktion austauschbaren Kaliums und NH_4^+/K^+ -Verhältnisse im Sickerwasser der Standorttypen



Quelle: Eigene Erhebungen

6.8.2 „Critical loads“ und Überschreitung der „critical loads“ für Säuredepositionen

In **Tab. 6-61** sind die Deposition im Untersuchungsgebiet mit modellierten Depositionswerten aus der „flächenhaften bestandesabhängigen Modellierung“ nach GAUGER et al. (1997) verglichen, Kationen-Anionenbilanzen, der Eintrag potentiell versauernd wirkender Substanzen ($AC_{(pot)}$) und der potentielle Netto-Säureeintrag ($AC_{(pot)dep}$) dargestellt worden. Dem gegenüber steht eine Kalkulation der Verwitterungs- bzw. Pufferraten, der im Untersuchungsgebietes vorgefundenen Textur- und Materialklassen Löß und Kalk auf der Grundlage von analytisch ermittelten Werten nach SVERDRUP (1990), DE VRIES & GREGOR (1991), DE VRIES (1991) und HODSON & LANGEN (1999b). Aus dem potentiellen Säureeintrag und dem „critical load“ für die **Material- und Texturklassen** ($CL_{(AC_{pot})}$) läßt sich die **Überschreitung des „critical load“** ($EX-CL_{(AC_{pot})}$) für die zu bewertende Profiltiefe, hier bis 100 cm, bezüglich Löß über Kalk oder für den Intensivwurzelraum bis 50 cm hinsichtlich Löß, berechnen. **Die Überschreitung des „critical load“ gibt die Größenordnung der für diesen Standort zu reduzierenden Säuredeposition an.**

NH_4^+ trägt als potentiell versauernd wirkender Bestandteil der Deposition zum größten Teil zu den Säureeinträgen bei, wohingegen SO_4^{2-} nur eine untergeordnete Rolle spielt. Dieser Befund läßt sich in der Beurteilung der zeitlichen Entwicklung der Stoffeinträge im Vergleich mit den modellierten Werten von GAUGER et al. (1997) nachvollziehen und stimmt mit den europaweit und regional abnehmenden Trends –beispielsweise für die Sulfatdepositionen– überein (FBW 1989, MARSCHNER et al. 1998, WARFVINGE et al. 1998, MATZNER et al. 1998). In der Abbildung in **Tab. 6-61** läßt sich für die Klassenobergrenzen der modellierten Werte für 1989 sowie 1991/93 (GAUGER et al. 1997) im Vergleich mit den im Untersuchungsgebiet für 1996/97 gemessenen Werte für die meisten Elemente eine *gleichbleibende zeitliche Entwicklung* feststellen. Bei dieser Annahme wird davon ausgegangen, daß die modellierten Werte einen Spiegel der tatsächlich in der Region vorzufindenden Depositionsmengen darstellen.

Eine Reduktion der Ca-Flüsse ist zwischen 1989 und 1991/93 bzw. 1996/97 sowohl im Freilandniederschlag um 50 %, als auch in der Gesamtdeposition um 62 % festzustellen (**Tab. 6-61**). NH_4^+ -Ionen sind dagegen 1996/97 um den Faktor 10 höher gemessen worden als sie für 1989, 1991/93 modelliert worden sind. Umgekehrt verhalten sich die NO_3^- -N-Einträge und besonders deutlich die SO_4^{2-} -Depositionen, die beide im Trend in jüngster Vergangenheit mit 0,27 und 0,07 $kmol_c \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ wesentlich niedrigere deponierte Mengen aufweisen als die Größenordnung der modellierten Stoffdepositionen für diese Elemente (0,4 bzw. 0,8 $kmol_c \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) für 1989 und 1991/93. Die deponierten NO_3^- -N- und SO_4^{2-} -Mengen spiegeln damit den allgemein festzustellenden Trend wider, daß SO_4 - und neuerdings auch NO_x -Einträge in Deutschland und dem europäischen Ausland flächendeckend zurückgehen (SO_4^{2-}) bzw. stagnieren (NO_x), so daß davon ausgegangen werden kann, daß die Gefährdung des Untersuchungsgebietes hinsichtlich der Säurebelastung aus der Atmosphäre abnimmt, da ein Teil der potentiell sauer wirkenden Substanzen rückläufige Immissionswerte aufweist. Anders sieht es hingegen mit deponierten Ammonium-Einträgen aus, die auch weiterhin eine erhebliche Belastung für das System darstellen (s.o.).

Tab. 6-61: Depositions-, Verwitterungsraten und „critical loads“ im Vergleich

Nasse Deposition (seesalz- und bulk-wet-korrigiert) im Untersuchungsgebiet für den Zeitraum 1996/97, ND und GD der bundesweiten flächenhaften Modellierung für den Sektor Bergisch Gladbach nach GAUGER et al. 1997), Kalkulation der **Verwitterungsraten** für die im Untersuchungsgebiet vorkommenden Material- und Texturklassen nach DE VRIES & GREGOR (1991), tiefenabhängige Kalkulation der Verwitterungsraten für Profile bis 1 m Tiefe mit den Material- und Texturklassen Löß und Kalk (nach DE VRIES 1991) sowie bis 50 cm Tiefe für die Lößprofile und Berechnung der **Überschreitung des „critical load“** für potentielle Säureeinträge, graphische Darstellung der **Depositionsentwicklung** für modellierte Werte von 1989 und 1991/93 nach GAUGER et al. (1997) und der Ergebnisse der ND im Untersuchungsgebiet von 1996/97.

	Nasse Deposition seesalz- und bulk-wet-korrigiert					Niederschlagsdeposition flächenhafte bestandesabhängige Modellierung (Gauger et al. 1997)			Gesamtdeposition flächenhafte bestandesabhängige Modellierung (Gauger et al. 1997)	
	ND	ID	GD	Q	BN	ND *)	ND *)	ND	GD *)	GD *)
	kmol _e · ha ⁻¹ · a ⁻¹					1989	1991/93	1996/1997	1989	1991/93
H	0,13	0,28	0,41	-0,39	0,02	-	-	-	-	-
K	0,06	0,03	0,09	0,33	0,42	0,05	0,06	0,06	-	-
Na	0,28	0,24	0,51	0,00	0,51	0,30	0,30	0,28	-	-
Mg	0,08	0,04	0,12	0,09	0,21	0,10	0,08	0,08	-	-
Ca	0,31	0,16	0,47	0,07	0,54	0,60	0,30	0,31	0,8	0,5
Mn	0,01	0,06	0,13	0,01	0,07	-	-	0,01	-	-
NH ₄ -N	0,59	0,53	1,12	-0,15	0,97	0,05	0,06	0,59	0,6	0,6
NO ₃ -N	0,27	0,21	0,48	-0,12	0,36	0,40	0,40	0,27	0,6	0,6
Cl	0,08	0,09	0,17	0,00	0,17	0,10	0,10	0,08	-	-
SO ₄ -S	0,07	0,09	0,16	0,00	0,16	0,60	0,80	0,07	1,5	1,5
Σ Anionen	0,42	0,39	0,81	-0,12	0,68	-	-	-	-	-
Σ Kationen	1,45	1,33	2,85	-0,04	2,74	-	-	-	-	-
Σ = Anionen-Kationen	-1,03	-0,94	-2,04	-0,08	-2,06	-	-	-	-	-
Σ = Ionengleichgewicht %	55,30	54,56	55,70	-49,20	60,02	15,00	10,00	55,30	-	-
AC_(pot) (potentiell versauernde Komponenten)	1,01	0,92	1,93	-0,28	1,65	1,75	1,50	1,01	3	2,5
AC_{(pot)dep} (potentieller Netto-Säure-Eintrag)	0,57	0,75	1,37	-0,76	0,56	0,60	0,92	0,57	2	2
M_b	0,45	0,23	0,68	0,49	1,17	0,70	0,50	0,45	0,9	0,6

CL_(ACpot) = Critical load für potentielle Säureeinträge
 EX-CL_(ACpot) = Überschreitung des critical load für potentielle Säureeinträge
 *) Kalkulationen von Gauger et al. (1997), angegeben sind jeweils die Klassenobergrenzen

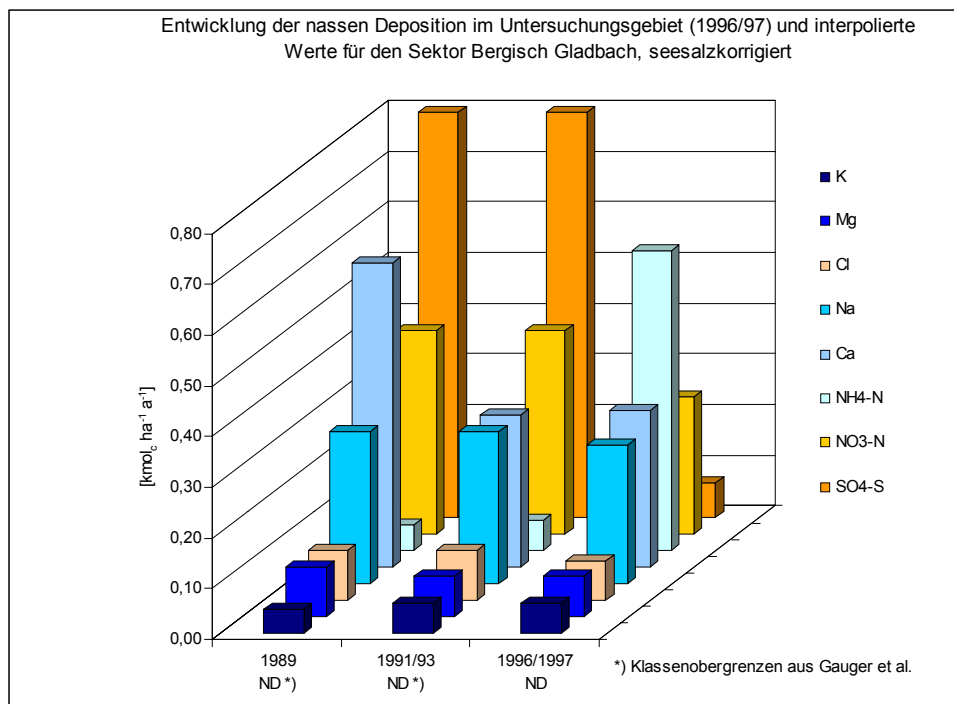
Kalkulation der Verwitterungs- und Pufferraten der Material- und Texturgruppen im Untersuchungsgebiet

Verwitterungsraten für 1m Tiefe für Böden auf: De Vries & Gregor (1991, 180)
 CaCO₃: > 2,0 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹
 Quarz: < 0,2 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹

Kalkulation der Verwitterungs- und Pufferraten der Material- und Texturgruppen im Untersuchungsgebiet bezogen auf die mittleren Horizontmächtigkeiten				Potentieller Säureeintrag critical load für Material- und Texturklassen und Überschreitung des critical load		
Verwitterungsraten für 1m Tiefe für Böden auf Löß und Kalk				AC _{(pot)dep}	CL _(ACpot)	EX-CL _(ACpot)
Horizonte	kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹ *)	HM (dm)	kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹	kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹		
Ah und Al-Horizont:	0,75-1,25 *	0,4	= 0,40	1,93	1,65	= 0,28
Bt-Horizonte:	1,75 *	0,4	= 0,70			
IIBt-Horizonte:	2,75 *	0,2	= 0,55			
mittlere Verwitterungs-Raten			1,65			

Verwitterungsraten für 0,5m Tiefe in den Lößprofilen				AC _{(pot)dep}	CL _(ACpot)	EX-CL _(ACpot)
Horizonte	kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹ *)	HM (dm)	kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹	kmol _e ha ⁻¹ a ⁻¹		
Ah und Al-Horizont	0,75-1,25 *	0,4	= 0,40	1,93	0,58	= 1,35
Bt-Horizonte	1,75 *	0,1	= 0,18			
mittlere Verwitterungs-Raten			0,58			

*) Verwitterungs-/Pufferraten der Textur- und Materialgruppen nach De Vries (1991, 81)



Die hier vorgestellten Berechnungen sind ein erster Schritt für eine quantifizierende Bewertung. Die Ergebnisse haben gezeigt, daß die modellierten mit denen des im Untersuchungsgebiet erhobenen „*actual loads*“, bis auf die durch allgemein bekannte Trends sich verändernden Elemente (SO_4^{2-} und NO_x), übereinstimmen. Die „*critical loads*“ stellen sich jedoch für das Untersuchungsgebiet und vermutlich auch für den Rest der Bergisch Gladbacher Kalkmulde als günstiger dar, als sie aus der Modellierung mit den Daten der Steady state-Modelle aus GAUGER et al. (1997) für den Sektor Bergisch Gladbach hervorgehen, da in diesen Modellen wahrscheinlich die geologisch besondere Situation eines Gebietes mit anstehenden Kalken im silikatischen Grundgebirge wegen der Generalisierung nicht ausreichend berücksichtigt werden konnte. Besonders deutlich erkennt man diese Annahme an der Überschreitung des „*critical load*“ unter Berücksichtigung der Material- und Texturgruppe Kalk, die nur mit $0,28 \text{ kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ im Strundetal gegenüber den Klassengrenzen von 1 - 2 $\text{kmol}_c \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (GAUGER et al. 1997) angegeben ist.

Hinsichtlich des Ionengleichgewichtes in den Deponaten zeigen sich gegenüber den Werten von GAUGER et al. (1997) erhebliche Abweichungen. In der eigenen Untersuchung erreicht das Ionenungleichgewicht mehr als 50 %, und zwar als Kationenüberschuß. Ob es sich dabei um Meßfehler oder Singularitäten in der Zusammensetzung der Deponate handelt (HCO_3 und org. Anionen wurden nicht gemessen), die z.B. wegen der kurzen Meßdauer auftreten können, bleibt ungeklärt. MATZNER (1988) stellte bei der Interpretation der Solling-Daten eine Variation der einzelnen Jahresmittelwerte von über 100 % fest. Andererseits zeigen die Daten relativ gute Übereinstimmung mit den Anreicherungsfaktoren der Werte des Solling-Projektes und anderer Bilanz-Fallstudien (FBW 1989, *Abb. 6-43*).

7 Schlußfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse haben folgendes gezeigt:

- Die ***Stickstoff-Einträge*** in das Untersuchungsgebiet liegen in einer Größenordnung, die den „*critical load*“ für *N-Einträge weit überschreitet*. Der hohe Anteil des durch *NH₄-Depositionen* bedingten Versauerungspotentials hat zur Folge, daß die Art der Deposition (NH_3 oder NH_4^+) sowie die Raten ökosystem-interner Umsetzungsprozesse (v.a. Nitrifikation und NO_3 -Auswaschung) entscheidende Auswirkungen auf die tatsächliche Säurebelastung des Systems haben.
- ***Die Belastung der Altwaldbestände durch den Eintrag eutrophierenden Stickstoffs und von Säuren liegt erwartungsgemäß erheblich über der Belastung der aufwachsenden Flächen der Schlagflur und des Vorwaldes, die durch ihre geringeren intercipienten Oberflächen weniger Säure- und Stickstoffdeposition (und zwar in der Größenordnung der Freilandmeßstelle) aufnehmen.***
- Die ***Bodenfestphase*** im Feinboden hat durch exogene Säuredepositionen und endogene H-Freisetzung an ***Basizität verloren***, das Kalkskelett in den Lößprofilen starke Ca+Mg-Verluste erlitten und die Feinbodenbilanz verzeichnet Ca- und Mg-Verluste bis in Profiltiefen von > 120 cm auf den tiefgründig versauerten Flächen. Signifikante Unterschiede der Gesamtgehalte im Feinboden treten aber nicht zwischen den Varianten Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald auf, was zum einen auf gleiches Ausgangssubstrat und zum andern auf ähnliche Degradationsintensität, die auf die Bodenfestsubstanz eingewirkt hat, hinweist. Die Auswaschung von Erdalkaliumionen ist um so größer, je höher der Kalkanteil im Bodenskelett ist, so daß die Kalk-Buchenwaldstandorte bereits in 10 – 30 cm Tiefe > 40 Gew.-%, die Moder-Buchenwald- und Schlagflur-Profile in 30 - 60 cm 20 Gew.-%, letztere aber in 60 - 90 cm Tiefe, Extremwerte von fast 70 Gew.-% verloren haben. In den Vorwaldflächen ist die Front größter Zehrung basischer Kationen der Bodenfestsubstanz

bereits bis in 120 cm Tiefe vorgedrungen; vermutlich Ergebnis vorangegangener stärkerer Versauerung, die die rezente bei weitem überschritten haben muß.

- Die **Elementverluste der Gerüstsubstanzen** der Tonminerale (Al, Fe und Mn) folgen der Verwitterungs- und Versauerungsintensität in den Böden der Standorttypen in der gleichen Reihenfolge wie die Erdalkali-Verluste. Ist im Kalk-Buchenwald nur der Oberboden bis 10 cm durch Aluminium-Verluste bis 25 Gew.-% und Eisen-Verluste bis 15 Gew.-% betroffen, verschiebt sich diese Zone mit ähnlichen Verlustraten im Moder-Buchenwald auf 30 cm, in der Schlagflur auf 60 cm und in den Vorwald-Profilen auf 90 – 120 cm.
- **Schwermetalle** werden vermutlich durch die schnellere Abfuhr leichter löslicher Ca-, Mg-, K-, Al-, Fe- und Mn-Ionen relativ angereichert. Es konnte allerdings nicht mit Sicherheit aufgeklärt werden, ob die höheren Schwermetallgehalte des Kalkskelettes auf eine solche relative Anreicherung zurückzuführen sind oder ob dabei Gesteinsbruchstücke anderer stratigraphischer Herkunft die Gehalte relativ beeinflussen. Es kann ebenfalls nicht ausgeschlossen werden, daß lokale Vererzungen zu einer Schwermetallanreicherung beitragen.
- Als Folge dieser Substanzverluste im Boden erreicht die **effektive Kationenaustauschkapazität** in humusarmen Horizonten nur **geringe bis mittlere Elastizität**, die **Erdalkalisättigung** sinkt im Minimum bis unter 10 % ab, was **geringer bis mittlerer Elastizität** entspricht, die **H + Fe-Sättigung** am Austauscher steigt im Variantenmittel auf Werte > 30 % in der Schlagflur bzw. 25 % im Moder-Buchenwald in 10 - 30 cm Tiefe (**sehr geringe Elastizität**) und nimmt erst unterhalb von 90 cm Tiefe Werte unter 10 % an. Hinsichtlich der **X^s_K-Sättigung** ist für alle Standorttypen **geringe bis sehr geringe Elastizität** festzuhalten, da die Mittel 2 % nicht überschreiten.
- Bezüglich der **Systemstabilität** unterliegen alle Standorte der **Ökosystemdrift**. Sie befinden sich in **instationärem Zustand**, zumindestens für Teilkompartimente oder bestimmte Stoffflüsse bzw. Zustandsvariablen.
- Bei gleichbleibenden zu hohen Inputraten der **Stickstoff-Deposition** werden die im System vorhandenen geringen Stickstoffvorräte in der Bodenfestschubstanz und den Auflagehorizonten mit Stickstoff aufgefüllt und in absehbarer Zeit an das Grundwasser weitergegeben. Zur Zeit (1996/97) sind die **Nitratkonzentrationen** im Sickerwasser im Jahresverlauf im Intensivwurzelbereich und kurz darunter auf hohem Niveau mit Konzentrationen > 3 mg N·l⁻¹ und Maximumwerten von bis zu 70 mg NO₃-N·l⁻¹ nachzuweisen. Leicht mobilisierbares und lösliches N erreicht Tiefen von 90 cm Werte > 70 mg·l⁻¹ (Netto-Nitrat-Werte), ist somit im wesentlichen der Wurzelaufnahme entzogen und kann an den Grundwasserkörper weitergegeben werden.
- Die **N-Einträge überschreiten den „critical load“** sowohl für das Kriterium der Veränderung der **Vegetationszusammensetzung** mit der Zunahme von Stickstoffzeigern als auch für die Bewertung von **Nährstoffungleichgewichten** (NH₄⁺/K⁺-Verhältnisse) und die Beurteilung der **Grundwassergefährdung** durch Nitrat.
- Die oben genannten Befunde haben dazu geführt, daß sich die Buchen der Altwaldbestände vorwiegend in den **Vitalitätsstufen 2 und 3** (Stagnations- und Resignationsphase) befinden. Die Ablösung des geschädigten Waldes ist bereits auf den Vorwald- (1984) und Schlagflurflächen (1990) durch Sturmzyklonen erfolgt. Die geringen Zuwachsraten der Altbuchen führt vermutlich zum schnellen Niedergang der Restwaldbestände.

Daraus ergeben sich folgende Maßnahmen zur Verbesserung der Systemstabilität:

1. In erster Linie müßten die N-Einträge auf ein Maß reduziert werden, daß den N-Bedarf von Waldökosystemen nicht übersteigt. Dies gilt insbesondere hinsichtlich der negativen Beeinflussung von Ammonium auf die Nährstoffversorgung und die antagonistische Wirkung mit anderen Nährelementen.

2. Die Reduktion der oberirdischen N-Flüsse, die ja perspektivisch zu einer Auffüllung der z. Z. noch geringen bis mittleren N-Vorräte im effektiven Wurzelraum führt, ist auch aus der Sicht des Trinkwasserschutzes angebracht, da nach der Stickstoffsättigung des Systems zusätzlich eingetragene Stickstoff-Kontingente mit dem Bodensickerwasser in den Grundwasserkörper ausgespült werden.
3. Im allgemeinen wird als Meliorationsmaßnahme versauerter Waldböden die Kalkung angewendet. Die Böden im Untersuchungsgebiet sind z.T. stark versauert, doch besteht perspektivisch gesehen keine Veranlassung die Flächen zu kalken, da durch ausreichend vorhandenes Kalkskelett in den Lößprofilen eine Neutralisation von Protonen über bodeneigene Puffersubstanzen erfolgen kann. Die Reversibilität der Bodenversauerung hängt zum einen von der Intensität der Säuredeposition –diese ist rückläufig- und der Pufferkapazität der Bodensubstanz ab.
4. Der austauschbare und königswasserlösliche Kaliumvorrat ist in den Böden als sehr gering einzustufen. Dieses Kaliumdefizit wird durch den Ammonium-Überschuß im gesamten Ökosystem verstärkt. Eine Reduktion des Kaliummangels kann durch geringere N-Einträge erreicht werden und hätte somit gleichzeitig eine Entschärfung des Nährstoffgleichgewichtes zwischen NH_4 und K zur Folge.

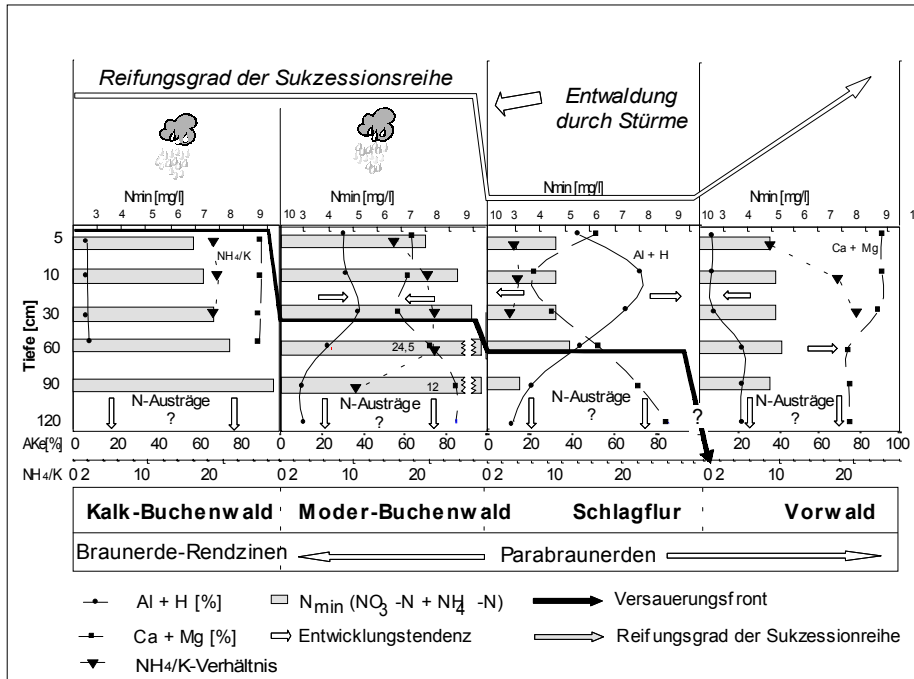
Ausblick

Verschiedene Maßnahmen zu Luftreinhaltung haben dazu geführt, daß die Schwefelemissionen, zusätzlich durch den Zusammenbruch der maroden ostdeutschen Wirtschaft beschleunigt, zurückgegangen sind. Die NO_x -Emissionen bewegen sich allerdings nach wie vor zwar auf stagnierendem aber hohem Niveau. Für NH_3 - und NH_4^+ -Emissionen liegen lokal unterschiedlich ausgeprägte Emissionsspitzen vor, die insbesondere in Norddeutschland und in den Niederlanden zu lokalisieren sind. Gleichzeitig wird Stickstoff durch atmosphärischen Transport (NH_4^+) weit verfrachtet. Die weitere Entwicklung der Schwefelemissionen kann insgesamt als positiv bewertet werden, die der NO_x - und NH_3 - bzw. NH_4^+ -Emissionen wird auch in Zukunft zu hoch sein. Dies hat zur Folge, daß auch weiterhin beträchtliche Säure- und eutrophierende Stickstoffeinträge auf Waldökosysteme niedergehen. Außerdem besteht die Gefahr eines nicht durch rezente Säureeinträge verursachten, sondern durch die Freisetzung von in Sulfatform aufgespeicherter Säurekontingente ausgelösten Versauerungsschubes und des damit verbundenen Verlustes von Basizität aus dem Wurzelraum.

Ein wesentliches Anliegen dieser Arbeit war es, eine Prognose hinsichtlich der Systementwicklung vorzunehmen. Aus den Ergebnissen läßt sich eine Entwicklungsreihe vom Moder-Buchenwald über die Schlagflur bis hin zum Vorwald erstellen, aus der sich in Zukunft wieder, nach dem Durchlaufen der verschiedenen Sukzessionsstadien, ein Buchenwald-Ökosystem, vermutlich mit hoher Elastizität, entwickeln wird. Einzelheiten dazu sind aus **Abb. 7-1** zu entnehmen.

Die Entwicklung des Bodenzustands wird durch die nachlassende **Säuredeposition** beeinflusst. In der Zeitreihe erkennt man zunächst das Absinken der **Versauerungsfront** bis auf 60 cm Tiefe in der Schlagflur, was mit der zeitweise auftretenden **Überschußnitrifikation** im System nach der Waldzerstörung zu erklären ist. Im weiteren „Zeitverlauf“ tritt aber mit einer Änderung der autochthonen Stoffflüsse eine **Reduktion der internen und externen Säureproduktion** im Vorwald ein, die zu einer **Regeneration des Bodenzustandes** führt. Außerdem wird die **Nährstoffbalance** im Boden sehr stark durch die weitere Entwicklung der **N-Deposition** gesteuert werden, die z. Z. dazu führt, daß ein **Ammonium-Überschuß** den Nährstoffmangel der Buchen verstärkt (NH_4/K -Verhältnis). Weiterhin sind bei gleichbleibender Stickstoff-Deposition **Nitratausträge** (N_{min}) zu erwarten. Diese Entwicklung stellt eine große Gefahr für die zukünftige Qualität des Trinkwassers dar.

Abb. 7-1: Entwicklung der Standorttypen
 Tiefenfunktion prozentualer Anteile austauschbarer Kationensäuren ($Al + H$) und Kationenbasen ($Ca + Mg$), anorganischem Stickstoff (N_{min}) und dem NH_4/K -Verhältnis im Sickerwasser, Lage der Versauerungsfront und Entwicklung der Standorttypen



Quelle: Eigene Erhebungen

8 Zusammenfassung

Die Ziele dieser Arbeit liegen in der Beschreibung des Ökosystemzustandes eines Buchenwaldes und in der Zuordnung der untersuchten Standorttypen zu unterschiedlichen Ökosystem-Stabilitätsphasen auf der Grundlage der in der Meßebeene "Boden" ermittelten Kapazitätsgrößen. Des weiteren soll die Beeinträchtigung von Filter-, Puffer- und Transformationsfunktion der Böden charakterisiert sowie eine Prognose der zukünftigen Entwicklung vorgenommen werden.

Die Probenahmeflächen befinden sich ca. 0,5 km östlich von Bergisch Gladbach am westlichen Höhenrand des Bergischen Landes. Sie umfassen die Standorttypen Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald, die sich in unterschiedlichen Ökosystem-Entwicklungsphasen befinden. Vorherrschende Bodentypen sind Rendzina-Braunerden und Braunerden im Kalk-Buchenwald, auf den übrigen Standorttypen Parabraunerden und podsolige Parabraunerden (Kap. 3).

Die bisher angewendeten Methoden versuchen die langfristig ablaufenden Veränderungen in der Struktur und Funktion von Waldökosystemen zu beschreiben. Dies geschieht in der Regel durch jahrzehntelange Stoffflußmessungen an den wichtigsten Schnittstellen des Ökosystems und die Berechnung von Input/Output-Bilanzen. Solche Untersuchungen wurden in Deutschland in verschiedenen Bilanzfallstudien auf Dauermeßflächen realisiert (s. ELLENBERG et al. 1986, FBW 1989). Es zeigte sich aber, daß auch langjährige Meßreihen wegen zeitlicher aber auch wegen räumlicher Variabilität oft nicht zu befriedigenden Ergebnissen führten (MANDERSCHIED & MATZNER 1995). Unter den Gesichtspunkten der Versuchsökonomie wurde in der vorliegenden Arbeit ein anderer Weg eingeschlagen.

Die sich zeitlich vollziehenden Änderungen in einem Ökosystem wurden auf räumlich benachbarten Flächen auf Standorten unterschiedlichen "Reifungsgrades" innerhalb einer Sukzessionsreihe beschrieben. Es wurde also von einem „räumlichen Nebeneinander“ auf ein „zeitliches Nacheinander“ geschlossen. Dabei bestimmte der Boden als "Reaktionsgefäß" nach Art und Verlauf der Entkopplungen im Ionenkreislauf instationäre Zustände und Entwicklungstendenzen im Ökosystem (Kap. 5).

Zur Beurteilung des Systemzustandes wurden die Kapazitätsgrößen der Böden, wie pH-(KCl)-Wert, Kationenaustauschkapazität sowie die Sättigung von X_{Ca+Mg}^S , X_K^S und X_{H+Fe}^S am Austauscher, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte herangezogen. Diese Kapazitätsgrößen unterliegen relativ geringen saisonalen Schwankungen und verändern sich erst dann signifikant, wenn das System über einen längeren Zeitraum, z. B. durch Säure- oder Stickstoffeinträge, belastet wird. Die Entwicklungstendenzen wurden aus den Kapazitätsgrößen in den Böden dieser Sukzessionsreihe Moder-Buchenwald, Schlagflur und Vorwald abgeleitet. Die Ergebnissen konnten mit oberirdischen Stoffflußmessungen sowie des Sickerwassers im Mineralboden von Juni 1996 bis Juli 1997 verglichen werden. Die Variabilität der Standorttypen führt zur Ausbildung substrat- und strukturbedingter Standortmuster und wird im Rahmen dieser Arbeit als Informationsquelle angesehen, weshalb versucht wurde, ein möglichst großes Spektrum an Systemzuständen zu erfassen.

In den vorangegangenen Kapiteln konnten die vielfältigen Interpendenzen von Boden- und Bestandesparametern als Ausdruck eines komplexen ökosystemaren Beziehungsgefüges im einzelnen analysiert und beschrieben werden.

Die Böden des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur sind z.T. tiefgründig versauert. Es läßt sich aber im allgemeinen keine klare Versauerungsfront feststellen. Die Profile besitzen eine mäßige bis mittlere effektive Kationenaustauschkapazität (A_{ke}) < 12 cmol_c/kg und geringe bis sehr hohe X_{Ca+Mg}^S -Anteile von $< 15 - 85$ % an der A_{ke} . Die Spannweite verdeutlicht die hohe kleinräumige Heterogenität der bodenchemischen Kennwerte und damit der Standortqualität. Die Standorttypen Moder-Buchenwald und Schlagflur mit pH-Werten unter 4,2 im Oberboden wei-

sen AKe/AKp-Verhältnisse $< 0,8$ auf. In den stark versauerten Al-Horizonten sinkt das pH in Extremfällen bis 3,1 ab und das Verhältnis von Ake/Akp nimmt mit 0,2 die niedrigsten Werte im Untersuchungsgebiet an. Die Profile des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur sind zusätzlich durch H-Toxizität bei Ca/H-Molverhältnissen < 1 und Schwermetallretardation durch Unterschreitung der Grenz-pH-Werte bei gleichzeitig extrem hohen Gesamtgehalten gefährdet. Eine Beurteilung des Bodenzustandes wird durch standortspezifische Besonderheiten wie die starke Hangneigung und den stark wechselnden Kalk-Skelettanteil von 0 - 80 % in A- und B-Horizonten erschwert (Kap. 6.3.2).

Wesentlich homogener und außerhalb kritischer Werte für die oben beschriebenen Kapazitätsgrößen zeigen sich die Böden des Kalk-Buchenwaldes und des Vorwaldes. Die pH-Werte des Kalk-Buchenwaldes liegen im Neutralbereich, die des Vorwaldes unterschreiten pH 5 nur in Ausnahmefällen und AKe/AKp-Verhältnisse unter 0,5 konnten nicht ermittelt werden (Kap. 6.3.2).

Die Transformationseigenschaften der Böden manifestieren sich in der Aktivität der Bodenmikroorganismen bei der Streuzersetzung und Humifizierung. Das C/N-Verhältnis kann als Indikator für die biologische Aktivität in Böden herangezogen werden und sollte mit dem aktuellen Aciditätszustand des Bodens korrelieren, da bei niedrigen pH-Werten die Stickstoffmineralisation deutlich reduziert ist, was sich in weiten C/N-Verhältnissen äußern müßte. Tatsächlich besteht aber eine deutliche Diskrepanz zwischen den C/N-Verhältnissen und dem Aciditätszustand. So weisen die Böden im Untersuchungsgebiet auch bei extrem niedrigen pH-Werten noch mittlere bis mäßig enge C/N-Verhältnisse auf (Kap. 6.3.1). Das ungewöhnliche Auftreten von starker Bodenversauerung bei gleichzeitig relativ engen C/N-Verhältnissen muß im untersuchten Probenkollektiv als Indiz für die Überlagerung der bodenökologischen Transformationsprozesse durch N- und Säureinträge gewertet werden. Es spiegelt sich auch in den hohen und auf Humusdisintegration hinweisenden Mineralstickstoff-Konzentrationen im Sickerwasser wider, die auf den Waldstandorten in 60 cm Tiefe noch $24,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ und auf den Flächen der Schlagflur und des Vorwaldes immer noch $> 5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ betragen (Kap. 6.3.4). Kurzfristig verfügbares Nitrat ist in den Unterböden bis 90 cm in Konzentrationen $> 70 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ bei gleichzeitig geringer Durchwurzelungsintensität zu finden. Nitrat-Spitzenwerte von bis zu $70 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ werden im Sickerwasser sowohl im Oberboden als auch in tieferen Profiltteilen gemessen, ein Indiz für die unzureichende Nitrataufnahme im Wurzelraum (Kap. 6.3.4).

Der Befund erhöhter Stickstoff-Depositionen konnte durch parallel verlaufende Messungen zur Immissionssituation im Untersuchungsgebiet bestätigt werden (Kap. 6.2.4). Allein durch den Freilandniederschlag wurden im Zeitraum von Juni 1996 bis Juli 1997 $32 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ eingetragen; für die Waldbestände verdoppelte sich dieser Betrag wegen der Interceptionsdeposition von $26,9 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ auf eine Gesamtdeposition von $59,5 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Die ermittelte Gesamtsäuredeposition liegt mit $2,1 \text{ kmol H}^+\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ - bei unterstellten gleichmäßigen Depositionsraten - deutlich über der in Europa für Buchenbestände angenommenen kumulierten Säurebelastung von $60 \text{ kmol H}^+\cdot\text{IÄ}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ in 100 Jahren (ULRICH 1989c, 1991a, 1994a) und ist somit wesentlich für den Verlust basischer Nährstoffe und die Veränderung im Säure-/Basenstatus der Böden im Untersuchungsgebiet verantwortlich. Gleichzeitig verdeutlichen die in den Böden akkumulierten Säuremengen am Austauscherkomplex, daß die vorindustrielle Versauerung durch Biomasseentnahme einen erheblichen Anteil an der Gesamtsäurebelastung des Systems ausmacht (Kap. 6.4.2).

Die Beurteilung von kritischen Eintragsraten („*critical loads*“) für Säuren und Stickstoff für das Untersuchungsgebiet hat gezeigt, daß diese für Stickstoff auf allen Standorttypen hinsichtlich der Kriterien Veränderung der Vegetationszusammensetzung mit dem verstärkten Auftreten von N-Zeigern, Auftreten von Nährstoffungleichgewichten und der Gefährdung des Grundwassers durch Nitrat überschritten werden (Kap. 6.8).

Ausschlaggebend für den „Ökosystemzustand“, der u. a. in den Vitalitätsstufen der oberirdi-

schen Biomasse der Buchen sichtbar wird, ist zum einen die Protonenbelastung der Vergangenheit und zum anderen die damit ausgelösten und durch die NH_4 -Einträge verschärften Nährstoffungleichgewichte, die eine Reduktion der Reaktionsfähigkeit der Baumvegetation auf Störungen zur Folge hat. Sichtbarer Befund sind die Vitalitätsstufen 2 und 3 (Stagnations- und Resignationsphase), die ca. 75 % der Buchen im Moder-Buchenwald bzw. 50 % im Kalk-Buchenwald aufweisen (Kap. 6.7). Nicht sichtbar dagegen und in der Vergangenheit zu wenig wahrgenommen, ist die vorausgegangene Schädigung des Bodens.

Aus den Messungen läßt sich der Schluß ziehen, daß auch auf Standorten mit guter Basenversorgung aus dem Ausgangsgestein unter Laubholzbeständen die depositionsbedingte Reduktion des austauschbaren Basenvorrates in wenigen Jahrzehnten zu einem vorübergehenden Verlust standorttypischer Regelfunktionen des Bodens führen kann.

Insgesamt ist die Versauerung und damit der Verlust von Standortpotentialen auf dem Standortstyp Schlagflur am ausgeprägtesten. Die Versauerungsfront hat hier Profilbereiche bis > 60 cm erfaßt, da die nach Entwaldung ausgelöste Überschußnitrifikation die vorausgegangenen depositionsbedingten Versauerungsschübe noch verstärkt hat. Der Vorwald hingegen weist im Oberboden wegen rückläufiger Protonenbelastung deutliche Anzeichen für eine Reversibilität der Bodenversauerung auf. Reste einer möglicherweise ehemals vorhandenen Versauerung sind noch im Unterboden zu finden.

Die Standortvoraussetzungen hinsichtlich des Ausgangssubstrates Kalk, welches in den meisten Profilen in geringen Anteilen in der Bodenmatrix vorhanden ist und besonders die Reduktion der Säuredeposition wegen standortspezifischer Unterschiede in der Bestandesstruktur, lassen scheinbar das Zurückschwingen des Systems in den quasi-stationären Zustand innerhalb einer Dekade zu. Zu erkennen ist dieser Prozess in den Profilen der Vorwaldflächen, in denen die externen Protoneneinträge und die interne Protonenproduktion durch die Silikatverwitterung kompensiert werden. Der Gesamtsäureeintrag reduziert sich auf den Flächen der Schlagflur und des Vorwaldes durch die geringere Interceptionsdeposition um ca. 50 % auf $1 \text{ kmol H}^+ \text{ IÄ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Eine Extrapolation der Ergebnisse ist möglich, da der Bodenzustand auf Flächen mit gleichen Systemvoraussetzungen, aber unterschiedlichen Reifungsgraden innerhalb einer Sukzessionsreihe untersucht wurde. Im Zuge dieser Entwicklung hat sich der Bodenzustand der Vorwaldflächen deutlich gegenüber den Profilen des Moder-Buchenwaldes und der Schlagflur verbessert. Dies ist u. a. an der außerhalb kritischer Elastizitätsbereiche liegenden Erdalkalisättigung (Ca+Mg) des Austauscherkörpers erkennbar.

Der Boden im Untersuchungsgebiet ist regenerationsfähig. Instabile Ökosystemphasen können durch einen stabilen Buchenwald abgelöst werden. Dies ist letztendlich auf die Reversibilität der Bodenversauerung wegen nachlassender Depositionen von eutrophierendem Stickstoff und Säuren sowie der Ausstattung der Böden mit leicht verwitterbaren Kalksteinen zurückzuführen. Unter weniger guten Bedingungen stellen sich im günstigsten Falle Stabilitätsphasen auf niedrigem Niveau ein. In Extremfällen, z. B. auf silikatischen Ausgangssubstraten, ist ein Zurückschwingen in den ursprünglichen Zustand oft nicht möglich.

9 Kurz-Zusammenfassung

Die Ziele der Studie sind

- die Beschreibung unterschiedlicher Degradationsgrade eines Buchenwaldökosystems,
- die Erfassung der atmosphärischen Depositionsraten in verschiedene, benachbarte, repräsentative Ökosysteme in Relation zu anderen Stoffflüssen,
- die Analyse der Prozesse, die die Stoffflüsse beeinflussen und die dadurch ausgelösten Effekte auf die Ökosystemstabilität,
- der Einfluß von Stoffflüssen auf Puffer-, Transformations- und Filterkapazitäten der verschiedenen Böden im Untersuchungsgebiet,
- die Berechnung von Überschreitungen der critical loads für Säuren und eutrophierenden Stickstoff.

Im Untersuchungsgebiet (Bergisch Gladbacher Kalkmulde, NRW) kann eine Entwicklungsreihe verschiedener Sukzessionsstadien eines Buchenwald-Ökosystems beschrieben werden, die sich in unterschiedlichen Stabilitätsphasen befinden:

- *Stabilitäts-Phase I* mit hoher Resilienz in einem **Kalk-Buchenwald** auf Rendzinen mit hoher Elastizität und hoher Basensättigung;
- *Destabilisierungsphasen* in den untersuchten **Moder-Buchenwald**-Beständen mit den Prozessen der Humusdisintegration und des Aufbau eines Zersetzerrefugiums auf Parabraunerden aus Löß mit mäßiger Basensättigung und der Gefahr der Säuretoxizität;
- *Destabilisierungsphasen* mit den Prozessen der Humusdisintegration und einer beginnenden Podsolierung in Bereichen einer **Schlagfläche**. Dominierende Bodentypen sind hier saure Parabraunerden. Ausschlaggebender Prozeß für die Degradation der Böden ist auf diesen Standorten das Vorseilen der Nitratfreisetzung vor der Nitrataufnahme auf vom Wald entblößten Flächen. Diese Situation verursacht ausgeprägte Versauerungsschübe und eine Nettosäureproduktion in Form von HNO_3 .
- Das letzte untersuchte Ökosystem bildet ein mittlerweile 15 Jahre alter **Vorwald**, der sich in der *Aufbauphase* befindet. Die Interception und Deposition sind hier geringer als in den Altwaldbeständen, weshalb es zu einer Erhöhung der Pufferkapazität im Oberboden kommt.

Die Schadwirkungen überhöhter Stickstoff- und Säureeinträge sind im Untersuchungsgebiet ausgeprägt. Trotz mancher Vorbehalte scheint das „critical loads“-Konzept derzeit das tragfähigste Bewertungskonzept zu sein. Als „critical loads“ werden Eintragsraten bezeichnet, die zur Überschreitung systemspezifischer Werte von Schadindikatoren führen. Entsprechend werden „critical levels“ als Immissionskonzentrationen definiert, deren Überschreitung zu Vegetations- und sonstigen Schäden führen. Die „critical loads“ wurden (und werden) auch im untersuchten, relativ wenig belasteten Buchenwaldökosystem für die meisten Parameter weit überschritten. Das impliziert die Dringlichkeit einer raschen, umfassenden Reduktion der SO_x -, NO_x - und insbesondere der NH_3 -Immissionsraten in der Bergisch Gladbacher Kalkmulde. Sonst ist das gegenwärtige schnelle Fortschreiten der Versauerung und Eutrophierung dieses naturnahen Ökosystems nicht aufzuhalten.

10 Abstract

The aims of the study were

- the description of different degrees of degradation of a beech forest ecosystem,
- the determination of the rates of atmospheric deposition into different, adjacent, representative ecosystems in comparison with other matter fluxes
- the analysis of the processes that influence the various fluxes and the effects to the stability of ecosystems
- the influence of matter fluxes to buffer-, transformation- and filtration capacity of the various soils in the experimental sites
- the calculation of exceeding critical loads for acids and nutrients

A sequence of ecosystem stability phases can be described at the same area (Bergisch Gladbacher Kalkmulde, NRW). The sites are representing different degrees of development in succession of forest ecosystems:

- *Stability phase I* with high resilience in a **beech forest upon calcareous soils** (Rendzina) with high elasticity and high base saturation;
- *Destabilisation phases* with the dominating processes of humus disintegration and the building up of a decomposer refuge in a **beech forest upon Luvisols** - in some sites upon Alisols - and loess with a moderate base saturation and the risk of acid-toxicity;
- *Destabilisation phases* with the dominating processes of humus disintegration and the building up of a decomposer refuge and the beginning of podzolization in the area of a **forest gap** after clear cutting upon Alisols. In this site the anticipation of nitrification ahead of nitrate uptake causes an acidification push by the netproduction of HNO_3 .
- The last ecosystem is represented by a **15 years old forest gap** with young trees in a *aggradation phase* and the trend of lower interception and deposition of atmospheric acid and nitrogen and higher buffer capacity in the upper soil.

The damaging effects of elevated nitrogen and acid inputs are prominent in the research area. The critical loads concept for the systematic assessment of the determined input rates were followed. This concept seems to be the best assessment methodology at present, in spite of some inherent problems. Critical loads are hypothetical input rates that causes the exceedance of system-specific critical values of indicator parameters. Critical loads are defined accordingly as ambient air concentrations of trace substances the exceedance of which causes damage to vegetation or other sensitive indicators of air pollution stress.

Critical loads for most parameters were exceeded considerably in the research area, even though the pollution level of the examined beechforest-ecosystem is relatively low. These findings illustrate the urgent need for fast, comprehensive reductions of SO_x , NO_x , and especially NH_x immission rates in the Bergisch Gladbacher Kalkmulde. Otherwise the fast advance of acidification and eutropication in semi-natural ecosystems cannot be alleviated.

11 Literaturverzeichnis

- AG Boden (Arbeitsgemeinschaft Boden) (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., 392 S.; Hannover.
- AK Standortkartierung (Arbeitskreis Standortkartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung) (1996): Forstliche Standortaufnahme.- 5. Aufl., 352 S., Eching.
- ALBER, M, BÖHM, H.B., BRODESSER, J., FELTES, J., LEVSEN, K. & SCHÖLER, F.H. (1989): Determination of nitrophenols in rain and snow.- Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie, **334**: 540-545.
- ALBERT, W. & GONSOWSKI, P. (1987): Einsatz von Tensiometern zur Steuerung der Beregnung.- Wasser u. Boden, **39(12)**: 637-642.
- ALEWELL, C. (1995): Sulfat-Dynamik in sauren Waldböden - Sorptionsverhalten und Prognose bei nachlassender Deposition.- Bayreuther Forum Ökologie, **19**: 1-187.
- ALEWELL, C. (1998): Investigating sulfate sorption and desorption of acid forest soils with special consideration of soil structure.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **161**: 73-80.
- ALEWELL, C. & GEHRE, M. (1999): Patterns of stable S isotopes in a forested catchment as indicators for biological S turnover.- Biogeochemistry, [im Druck].
- ALEWELL, C. & MATZNER, E. (1993): Reversibility of soil solution acidity and of sulfate retention in acid forest soils.- Water Air and Soil Pollution, **71**: 155-165.
- ALEWELL, C., BREDEMEIER, M., MATZNER, E. & BLANCK, K. (1997): Soil solution response to experimentally reduced acid deposition in a forest ecosystem.- Journal of Environmental Quality, **26**: 658-665.
- ALEWELL, C., MITCHEL, M., LIKENS, G.E. & KROUSE, R.H. (1999): Sources of stream sulfate at the Hubbard Brook experimental forest: Long-term analysis using stable isotopes.- Biogeochemistry, **44**: 281-299.
- ALLOWAY, B.J. (1999a): Cadmium.- In: ALLOWAY, B.J. [Hrsg.]: Schwermetalle in Böden, Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen, 1999, Berlin: 151-182.
- ALLOWAY, B.J. (1999b): Herkunft von Schwermetallen in Böden.- In: ALLOWAY, B.J. [Hrsg.]: Schwermetalle in Böden, Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen, 1999, 540 S., Berlin.
- ANGEHRN-BETTINAZZI, C. & HERTZ, J. (1990): Schwermetallgehalte in der Sreuaufgabe von Waldstandorten - Rückschlüsse auf die Immissionssituation.- VDI-Berichte, **837**: 103-117.
- ANGEHRN-BETTINAZZI, C., LÜSCHER, P. & HERTZ, J. (1988): Thermogravimetry as a method für distinguishing various degrees of mineralisation in macromorphologically-defined humus horizons.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **151**: 177-183.
- ARONSSON, A. (1980): Forest hardines in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.).- Studia Forestalia Suecia, **155**: 1-27; Upsala, Sweden.
- ASHMORE, M.R., BELL, J.N.B. & BROWN, I.J. (1990): Air pollution and forest ecosystems in the European Community.- Air Pollution Research Report, **29**; Dordrecht.
- ASMAN, W.A.H. & DRUKKER, B. (1988): Modelled historical concentrations and depositions of ammonia and ammonium in Europe.- Atmospheric Environment, **22(4)**: 725-735.

11 Literaturverzeichnis

- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten [Hrsg.]) (1994): Bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)-Arbeitsanleitung.- 2. Aufl., 158 S.; Bonn.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) [Hrsg.] (1984): 3. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung.- 60 S.; Bonn.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) [Hrsg.] (1988): 4. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung.- 115 S.; Bonn.
- BÄÄTH, E. (1989): Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review).- *Water Air and Soil Pollution*, **47**: 335-379.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. & NIPPER, J. (1985): *Statistische Methoden in der Geographie 1 Univariate und bivariate Statistik*.- 2. Aufl., 227 S.; Stuttgart.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. & NIPPER, J. (1992): *Statistische Methoden in der Geographie 2 Multivariate Statistik*.- 2. Aufl., 415 S., Stuttgart.
- BARROW, N.J., GERTH, J. & BRÜMMER, G.W. (1989): Reaction cinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. II. Modelling the extent and rate of reaction.- *J. Soil Sci.*, **40**: 437-450.
- BARTELS, U. (1983): Wie sauer ist der Regen in Nordrhein-Westfalen.- *Löf-Mitteilungen*, **8(2)**: 35-36.
- BARTELS, U. & BLOCK, J. (1985): Ermittlung der Gesamtsäuredeposition in nordrhein-westfälischen Fichten - und Buchenbeständen.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **148**: 689-698; Weinheim.
- BARTNICKI, J. & ALCAMO, J. (1989): Calculatin nitrogen deposition in Europe.- *Water Air and Soil Pollution*, **47**: 101-123.
- BAUER, F. (1986): *Datenanalyse mit SPSS*.- 2. Aufl., 255 S.; Berlin, Heidelberg, New York.
- BAUHUS, J. & BARTSCH, N. (1995): Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps I. Microclimate, water balance and seepage water chemistry.- *Plant and Soil*, **168-189**: 579-584.
- BAUHUS, J. & BARTHEL, R. (1995): Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps II. The role of soil microbial biomass.- *Plant and Soil*, **168-189**: 585-592.
- BECKER, T. (1995): Sukzessionsuntersuchung auf einer Kalkbuchenwaldschlagfläche im Strundetal (Bergisch Gladbach).- 135 S., Diplomarbeit am Geogr. Inst. Universität Köln [unveröff.].
- BECKMANN, T.K., HASENPUSCH, M. KÜCKE, M. & ALTEMÜLLER, H.-J. (1991): Strukturstörungen beim Einbau von keramischen Saugkerzen auf unterschiedlichen Böden.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **66**: 107-108.
- BEESE, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität.- *Göttinger Bodenkundl. Ber.*, **90**: 1-344.
- BENECKE, P. (1996): Zur Wirkung von Immissionen auf das Sicker- und Grundwasser bewaldeter Standorte.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **79**: 169-172.
- BINGHAM, F.T., PAGE, A.L., MAHLER, R.J. & GANJE, T.J. (1975): Growth and Cd accumulation of plants grown on a soil treated with a Cd-enriched sewage sludge.- *J. Environ. Qual.*, **4(2)**: 207-211.
- BLANCK, K., LAMERSDORF, M., BREDEMEIER, M. (1993): Bodenchemie und Stoffhaushalt auf Dachflächen im Solling.- *Forstarch.*, **64**: 164-172.

11 Literaturverzeichnis

- BLOCK, J. (1982): Untersuchungen über die Auswirkungen von sauren Niederschlägen auf den Wald.- Sonderheft der Lölf-Mitteilungen, Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, S. 1a-2a.
- BLOCK, J. (1985): Pilotprojekt "Saure Niederschläge" nach vier Jahren abgeschlossen.- LÖLF-Mitteilungen, **10(2)**: 35-43.
- BLOCK, J. & BARTELS, U. (1984): Hoher Schadstoffeintrag in unseren Wäldern. Meßjahr 1982/83.- LÖLF-Mitteilungen, **9**: 14-20.
- BLOCK, J. & BARTELS, U. (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83.- Forschung und Beratung, Reihe C, **39**: 1-296.
- BLOCK, J. & BARTELS, U. (1986): Stoffeintrag in Waldökosystemen- Ergebnisse aus dem Depositionsmeßprogramm des Landes Nordrhein-Westfalen.- Verh. d. Ges. f. Ökologie, **14**: 257-264.
- BLUME, H.-P. [Hrsg.] (1990): Handbuch des Bodenschutzes, Bodenökologie und -belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen.- 1. Aufl., 686 S.; Landsberg / Lech.
- BLUME, H.-P. (1981a): Alarmierende Versauerung Berliner Forsten.- Berliner Naturschutzblätter, **25**: 713-715.
- BLUME, H.-P. (1981b): Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus nordischem Geschiebemergel. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **144**: 156-163.
- BLUME, H.-P., SCHIMMING, C.-G. & ZINGK, M. (1989): Wasser-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins Teil I Stoffdynamik.- Forschungsbericht BMFT (Bundesministerium für Forschung und Technologie), 70 S., Förderkennzeichen 03-7311-7; Kiel.
- BOBBINK, R., BOXMAN, D., FREMSTAD, E., HEIL, G., HOUDIJK, A. & ROELOFS, J. (1992): Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna.- In: GRENNFELT, P. & THÖRNELÖF, E. [Hrsg.]: Critical loads for nitrogen, Nord 1992 **41**: 111-159, Nordic Council of Ministers 1992; Kopenhagen.
- BOXMAN, D., VAN DAM, D., VAN DIJK, H.F.G., HOGERVORST, R.F. & KOOPMANS, C.J. (1995): Ecosystem response to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands.- Forest Ecology and Mangement, **71**: 7-29.
- BOXMAN, D., VAN DIJK, H., HOUDIJK, A. & ROELOFS, J.G.M. (1988): Critical loads for nitrogen with special emphasis on ammonium.- In: NILSON, J. & GRENNFELT [Hrsg.]: Critical loads for sulfur an nitroen, Nordic Council fo Ministers, 232 S., Kopenhagen.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde.- 865 S., Berlin.
- BREDEMEIER, M. (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Boden in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **A33**: 1-183 und Anhang.
- BREEMEN, N. VAN, VISSER, W.F.J. & GRINSVEN, J.J.N., VAN. (1986): Nutrient and proton budgets in four soil-vegetation systems underlain by Pleistocene alluvial deposits.- Journal of the Geological Society, **143**: 659-666.
- BREEMEN, N. VAN, VISSER, W.F.J. & PAPE, TH. (1988): Biogeochemistry of an oak-woodland in the Netherlands effected by acid deposition.- Agricultural Research Report, **930**: 1-197.

11 Literaturverzeichnis

- BREMNER, J.M. & KEENEY, D.R. (1965): Steem distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite.- *Analytica Chimica Acta*, **32**: 485-495.
- BRÜMMER, G. & HERMS, U. (1985): Einflußgrößen der Schwermetall-Löslichkeit, -Bindung und Verfügbarkeit in Böden.- *Bielefelder Ökologische Beiträge*, **1**: 117-139.
- BRÜMMER, G., TILLER, K.G., HERMS, U. & CLAYTON, P.M. (1983): Adsorption-desorption and/or precipitation-dissolution processes of zink in soils.- *Geoderma*, **31**: 337-354.
- BRÜMMER, G.W., GERTH, J. & HERMS, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **149**: 382-398.
- BRÜMMER, G.W., GERTH, J. & TILLER, K.G. (1988): Reaction cinetics of the adsorption an desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals.- *J. Soil Sci.*, **39**: 37-52.
- BRUMME, R. (1995): Mechanisms for carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient.- *Plant and Soil*, **168-189**: 593-600.
- BRUNOTTE, E., IMMENDORF, R. & SCHLIMM, R. (1994): Die Naturlandschaft und ihre Umgestaltung durch den Menschen. Erläuterungen zur Hochschulekurskarte Köln und Umgebung.- *Kölner Geographische Arbeiten*, **63**: 1-124.
- BÜCKING, W. (1970): Nitrifikation als Standortfaktor von Waldgesellschaften.- Dissertation an der Albert-Ludwigs-Universität zu Freiburg im Breisgau, 83 S. und Anhang.
- BÜCKING, W. (1972): Zur Stickstoffversorgung von südwestdeutschen Waldgesellschaften.- *Flora*, **161**: 383-400; Jena.
- BÜCKING, W. (1982): Sammel-Analysemethodik von Waldniederschlägen und Sickerwasser.- *Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft*, **4**: 177-194.
- BÜCKING, W. (1983): Einflüsse der Waldbestände auf einige Bioelementgehalte im Bestandesniederschlag und -sickerwasser.- *Verh. D. Ges. f. Ökologie*, **10**: 71-82.
- BÜCKING, W., EVERS, F.-H. & KREBS, A. (1986): Stoffdeposition in Fichten- und Buchenbeständen des Schönbuchs und ihre Auswirkungen auf Boden und Sickerwasser verschiedener Standorte.- In: EINSELE, G. [Hrsg.]: *Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch - Forschungsbericht*, DFG: 271-324, Weinheim.
- BUIJSMAN, E., MAAS, J.F.M. & ASMAN, W.A.H. (1984): Ammonia emission in Europe.- *Instituut voor Meteorologie en Oceanographie Rijksuniversiteit Utrecht*, **R85(2)**: 1-28, Utrecht.
- Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft [Hrsg.] (1987): Einfluß von Luftverunreinigungen auf Böden, Gewässer, Flora und Fauna.- In: *Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft*, 299 S.; Frankfurt/Main.
- Bundesamt für Umweltschutz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikultur und Umwelthygiene (1987): *Wegleitung für die Probennahme und Analyse von Schadstoffen im Boden*.- EDMZ, 352 S.; Bern.
- BUTZKE, H. (1981): Versauern unsere Wälder? Erste Ergebnisse der Überprüfung 20 Jahre alter pH-Messungen in Waldböden Nordrhein-Westfalens.- *Der Forst- und Holzwirt*, **36**: 542-548.
- CASSENS-SASSE, E. (1987): Witterungsbedingte saisonale Versauerungsschübe im Boden zweier Waldökosysteme.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, **B30**: 1-287.

11 Literaturverzeichnis

- CHRISTL, I., KRETZSCHMAR, R. & STICHER, H. (1998): Competitive sorption of Cu^{2+} and Pb^{2+} to colloidal hematite.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **88**: 169-170; Oldenburg.
- CLAUSNITZER, I. (1983): Stickstoff-Mineralisation in verschiedenen Entwicklungsphasen von Buchenwäldern und Fichtenforsten.- Verh. Ges. f. Ökologie (Festschrift Ellenberg), **11**: 57-66.
- DÄBLER, H.-G. (1991): Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation - Ursachen - Wirkungen - Gegenmaßnahmen.- 266 S., Jena.
- DASCH, J. M. (1986): Measurement of dry deposition to vegetation surfaces.- Water Air and Soil Pollution, **30**: 205-210.
- DAVIES, B.E. (1999): Blei.- In: ALLOWAY, B.J. [Hrsg.]: Schwermetalle in Böden, Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen, S. 131-151; Berlin.
- DE VRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils.- Agricultural Research Department, **46**: 1-109, The Winand Staring Centre, Wageningen.
- DE VRIES, W. (1993): Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in the Netherlands.- Water Air and Soil Pollution, **68**: 399-434.
- DE VRIES, W. & GREGOR, H.D. (1991): Critical Loads and Critical Levels for the environmental effects of air pollutants.- In: CHADWICK, M.J. & HUTTON, M. [Hrsg.]: Acid depositions in Europe: 171-216; Stockholm.
- DE VRIES, W. & KROS, J. (1991): Assessment of critical loads and the impact of deposition scenarios by steady state dynamic soil acidification models.- Agricultural Research Department, **36**: 1-61, DLO The Winand Staring Centre; Wageningen.
- DE VRIES, W., POSCH, M., OJA, T., OENE, VAN, H., & KROS, H., WARFVINGE, P. & ARP, P.A. (1995): Modelling critical loads for the Solling spruce site.- Ecological Modelling, **83**: 283-293.
- DIERSCHKE, H. (1985): Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens-IV. Syntaxonomische Übersicht der Laubwald-Gesellschaften und Gliederung der Buchenwälder.- Tuexenia, **5**: 491-521.
- DIERSCHKE, H. (1989): Artenreiche Buchenwald-Gesellschaften Nordwest-Deutschlands.- Ber. d. Reinhold-Tüxen-Gesellschaft, **1**: 107-148.
- DIETZE, G. (1985): Bindungsformen und Gleichgewichte von Aluminium im Sickerwasser saurer Böden.- Diss., Forstl. Fak. Universität Göttingen, 118 S.; Göttingen.
- DIETZE, G. & ULRICH, B. (1985): Al-Bindungsformen und -Gleichgewichte im Sickerwasser saurer Böden, in Gegenwart organischer Sickerwasserinhaltsstoffe.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **43(1)**: 347-352.
- DISE, N. B. & WRIGHT, R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition.- Forest Ecological Management, **71**: 153-161.
- DISE, N.B., MATZNER, E. & FORSIUS, M. (1998): Evaluating of organic horizon C:N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe.- Environmental Pollution, **102, S1**: 453-456.

11 Literaturverzeichnis

- DWD (Deutscher Wetterdienst) (1998): Wetterdaten der Station Bergisch Gladbach-Refrath und Neunkirchen-Seelscheid-Krawinkel. Geschäftsfeld Klima- und Umweltbelastung.
- EHLERS, W. (1996): Wasser in Boden und Pflanze: Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag.- 272 S.; Stuttgart.
- EICHHORN, J. (1992): Untersuchungen zum Stoffhaushalt in einem stickstoffgestättigten, nordhessischen Buchenwaldökosystem: Fallstudie Zierenberg.- *Agrochemistry and Soil Sci.*, **41**: 55-64.
- EICHHORN, J. (1995): Stickstoffsättigung und ihre Auswirkungen auf das Buchenwaldökosystem der Fallstudie Zierenberg.- *Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben*, **A124**: 1-175.
- EICHHORN, J. & HÜTTERMANN, A. (1994): Humus disintegration and nitrogen mineralization.- In: GODBOLD, D.L. & HÜTTERMANN, A. [Hrsg.]: *Effects of acid rain on forest processes*, 129-162; New York.
- EISENBARTH, M. (1987): Hydrochemische Untersuchungen in verschiedenen Waldökosystemen des Saarländischen Waldschadenskatasters - Niederschlag, Kronentraufe, Bodensickerwasser, Grundwasser.- Dissertation, Universität des Saarlandes, 251 S., Saarbrücken.
- ELLENBERG, H. (1965): Stickstoff als Standortfaktor.- *Ber. Dt. Bot. Ges.*, **77**: 82-92.
- ELLENBERG, H. (1996a): *Vegetation Mitteleuropas und der Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*.- 1095 S.; Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1996b): *Botanical aspects of landscape ecology, with outlook an forest dieback*.- *Progress in Botany*, **57**: 1-15; Berlin, Heidelberg.
- ELLENBERG, H., MAYER, R. & SCHAUERMANN, J. (1986): *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling-Projektes 1966-1986*.- Stuttgart, 507 S.
- ENCKE, B.G. (1986): Stickstoff und Waldsterben.- *Allgemeine Forstzeitschrift*, **41**: 92-923.
- FBW (Forschungbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder) [Hrsg.] (1989): *Dritter Bericht*, 611 S.; Karlsruhe.
- FABIG, W. & OLDIGES, H. (1986): *Anthropogene Immissionen als Belastungsfaktoren in terrestrischen Ökosystemen und Wege zur Minderung ihrer Schadwirkung*.- Umweltbundesamt, Texte 17/86, IMA-Querschnittseminar zu Waldschädenforschung "Belastung und Schäden auf Ökosystemebene und ihre Folgen", 25. und 26. November 1985, Reichtagsgebäude Berlin, S. 97-109.
- FARRELL, E.P., NILSSON, S.J., WIKLANDER, G. & TAMM, C.O. (1984): *Distribution of sulphur fractions in lysimeters previously treated with sulphuric acid, NPK fertilizer and a combination of acid and fertilizer*.- *Forest Ecology and Management*, **8**: 41-47.
- FEGER, K.H. (1993a): *Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldschichten*.- *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, **31**: 1-237.
- FEGER, K. H. (1993b): *N-Mineralisation auf sauren Waldstandorten - Einfluß von Mineralstoffdüngung und Kalkung*.
Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **72**: 661-664.
- FILIUS, A. & RICHTER, J. (1991): *Desorption und Verlagerung von Schwermetallen in Abhängigkeit vom pH-Wert*.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* **66(I)**: 299-302.
- FISCHER, L., & BRÜMMER, G.W. (1993): *Schwermetallbindung durch Goethit: Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Metalle*.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **72**: 335-338.

11 Literaturverzeichnis

- FISCHER, L., BRÜMMER, G.W. & BARROW, N.J. (1997): Einfluß der Kristallinität von Goethiten auf die Adsorption und Diffusion verschiedener Metalle.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **85(3)**: 1501-1504.
- FISCHER, L., BRÜMMER, G.W. & BARROW, N.J. (1998): Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten. I. Sorptions- und Diffusionsprozesse an/in Goethitpartikeln.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **88**: 171-174.
- FISCHER, M. (1986): Schwefel-Vorräte und -Bindungsformen des Pedons Höglwald.- Forstwiss. Centralblatt, **105**: 287-292.
- FLAIG, H. & MOHR, H. (1996): Der überlastete Stickstoffkreislauf. Strategien und Korrektur.- Nova Acta Leopoldina Neue Folge Acta Leopoldina, **189(70)**: 1-168; Halle, (Saale).
- FLÜCKIGER, W. & BRAUN, S. (1998): Nitrogen deposition in Swiss forests and its possible relevance for leaf nutrient status, parasite attacks and soil acidification.- Environmental Pollution, **102(S1)**: 69-76.
- FÜHRER, H-W., BRECHTEL, H.-M., ERNSTBERGER, H. & ERPENBECK, CH. (1988b): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland.- DVWK Mitteilungen, **14**, 122 S.
- GAUGER, TH., KÖBLE, R. & SMIATEK, G. (1997): Kartierung kritischer Belastungsgrenzen und -raten für empfindliche Ökosysteme in der Bundesrepublik Deutschland und anderen ECE-Ländern.- Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 106 01 061, 126 S..
- GEHRMANN, J. (1984): Einfluß von Bodenversauerung und Kalkung auf die Entwicklung von Buchenverjüngungen (*Fagus sylvatica* L.) im Wald.- Berichte des Forschungszentrums für Waldökosysteme/Waldsterben, **1**: 1-213.
- GEHRMANN, J. (1996): Basen/Säure-Status und critical loads für den Säureeintrag am Beispiel der Waldböden in Nordrhein-Westfalen.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **79**: 173-176.
- GEHRMANN, J., BÜTTNER, G. & ULRICH, B. (1987): Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte in Nordrhein-Westfalen.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **B4**: 1-233.
- GEIGER, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht - Ein Lehrbuch der Mikroklimatologie.- 645 S.; Braunschweig.
- GEORGII, H.W., PERSEKE, C. & ROHBOCK, E. (1983): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten.- Umweltbundesamt Berichte 6/83, 205 S.; Bonn.
- GERLACH, A. (1973): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Stickstoff-Nettomineralisation.- Scripta Geobotanica, **5**: 1-115.
- GERLACH, A. (1980): Ein Vergleich von Methoden zur Bestimmung von Ammonium- und Nitratstickstoff in Böden.- Oecol. Plant., **15(2)**: 185-200.
- GERTH, J. & BRÜMMER, G. (1983): Adsorption und Festlegung von Nickel, Zink und Cadmium durch Geothit.- Fresenius Z. Anal. Chem. **316**: 616-620.
- GODBOLD, D.L., JENTSCHKE, G., WINTER, S. & MARSCHNER, P. (1998): Ectomykorrhizas and amelioration of metal stress in forest trees.- Chemosphere, **36**: 757-762.

- GODT, J. (1986): Untersuchungen von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen - unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **19**: 1-265.
- GÖTTLEIN, A. (1993): Neue Ansätze zur Erfassung der mikroskaligen Variabilität der Bodenlösungsschemie - Konstruktion und Eigenschaften von Mikro-Saugkerzen.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **72**: 353-356.
- GÖTTLEIN, A. (1995): Mikroskalige Variabilität von Bodenlösungskonzentrationen und Saugspannungen in einem sauren Waldboden.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **76**: 25-28.
- GÖTTLEIN, A. & STANJEK, H. (1996): Micro-scale variation of solid-phase properties and soil solution chemistry in a forest podzol and in relation to soil horizons.- European Journal of Soil Science **47**: 627-638.
- GOWER, C., ROWELL, D.L. NORTCLIFF, S. & WILD, A. (1995): Soil acidification: comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer.- Geoderma, **66** 85-98.
- GRABERT, H. (1980): Oberbergisches Land. Zwischen Wupper und Sieg.- Sammlung Geologische Führer **68**; Berlin, Stuttgart: 178 S..
- GRENNFELT, P. & HULTBERG, H. (1986): Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems.- Water Air and Soil Pollution, **30**: 945-963.
- GRENNFELT, P. & THOERNEFOEF, E. [Hrsg.] (1992): Critical loads for nitrogen - report from a workshop held at Lökoeborg, Sweden.- Nordic Council Of Ministers, Nord **41**: 1-419, Kopenhagen.
- GUNDERSEN, P. (1992): Mass balance approaches for establishing critical loads for nitrogen in terrestrial ecosystems.- In: GRENNFELT, P. & THÖRNELÖF, E. [Hrsg.]: Critical loads for nitrogen; Nord 1992 **41**: 56-109; Nordic Council of Ministers 1992, Kopenhagen.
- GUNDERSEN, P., BOXMAN, A.W., LAMERSDORF, N., MOLDAN, F. & ANDERSON, B.R. (1998): Experimental manipulation of forest ecosystems: Lessons from lange roof experiments.- Forest Ecology and Management, **101**: 339-352.
- GUPTA, S.K., HÄNI, H. & BLATTER, A. (1990): Ermittlung und Bewertung der kritischen Schwermetallkonzentrationen für Pflanzen in anthropogen belasteten Böden.- VDI-Berichte, **837**: 1083-1089.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1989): Die physikalische Untersuchung von Böden.- 3. Aufl., Stuttgart: 175 S..
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik.- 2. Aufl., Stuttgart: 303 S..
- HEINRICHS, H., KÖNIG, N. & SCHULTZ, R. (1985): Atom-Absorptions- und Emissionsspektrometrische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probenlösungen aus Waldökosystem-Untersuchungen.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **8**: 1-92.
- HENNINGSSEN, D & KATZUNG, G. (1992): Einführung in die Geologie Deutschlands.- Stuttgart: 228 S..
- HERLITZIUS, H. (1980): Biologische Abbauleistungen von Waldböden.- Dissertation, Universität Ulm: 81 S.
- HERMES, K. & MÜLLER-MINY, H. (1974): Der Rheinisch Bergische Kreis.- Die Landkreise in Nordrhein-Westfalen. Reihe A.: Nordrhein, **8**: 371 S; Bonn.
- HERMS, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand.- Dissertation, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 269 S.; Kiel.

11 Literaturverzeichnis

- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1978a): Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit vom pH-Wert, Redoxbedingungen und Stoffbestand.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **27**: 23-34.
- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1978b): Einfluß organischer Substanz auf die Löslichkeit von Schwermetallen.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **27**: 181-192.
- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen.- Landw. Forsch., **33**: 408-423.
- HERMS, U. & BRÜMMER, G. (1984): Einflußgrößen von Schwermetalllöslichkeiten und -bindungen in Böden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **147**: 400-424.
- HESEMANN, J. (1978): Der Blei-Zink-Erzbezirk des Bergischen Landes (Rheinisches Schiefergebirge) als Prototyp einer frühorogenen und paläogenen Vererzung.- Decheniana, **131**: 292-299.
- HEYN, B. (1989): Elementflüsse und Elementbilanzen in Waldökosystemen der Bärhalde - Südschwarzwald.- Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen **23**, 1-199.
- HILDEBRAND, E.E. (1986): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen.- Forstwiss. Cbl., **105**: 60-76.
- HILDEBRAND, E.E. (1994): Der Waldboden - ein konstanter Produktionsfaktor?- AFZ, **49**: 99-104.
- HILDEBRAND, E.E. (1995): The heterogeneous distribution of mobile ions in the rhizosphere of acid forest soils: facts, causes and consequences.- J. Environ. Sci. Health, **A29(9)**: 1973-1992.
- HILDEBRAND, E.E. (1995): Replik auf "Stickstoff-Sättigung der Waldböden in Baden-Württemberg?" von O. Kandler.-Gaia, **4**: 129-130.
- HILLER, D. & BRÜMMER, G.W. (1995): Mikrosondenuntersuchungen an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. I. Methodische Grundlagen und Elementanalysen an podogenen Oxiden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **158**: 147-156.
- HINDEL, R. & FLEIGE, H. (1990): Geogene Schwermetallgehalte in Böden der Bundesrepublik Deutschland.- VDI-Berichte, **837**: 53-74.
- HODSON, M.E. & LANGEN, S.J. (1999a): A long-term soil leaching column experiment investigating the effect of variable sulphate loads on soil solution and soil drainage chemistry.- Environmental Pollution, **104**: 11-19.
- HODSON, M.E. & LANGEN, S.J. (1999b): Considerations of uncertainty in setting critical loads of acidity of soils: The role of weathering rate determination.- Environmental Pollution, **106**: 73-81.
- HÖFKEN, K.-D (1986): Untersuchungen zur trockenen Deposition und Emission von atmosphärischem NO, NO₂ und HNO₃ an natürlichen Oberflächen.- Dissertation der Universität zu Kiel: 123 S. und 87 S. Anhang, Kiel.
- HÖFKEN, K.-D. & GRAVENHORST, G. (1982): Untersuchungen über die Deposition atmosphärischen Aerosols im Buchen und Fichtenwald.- Umweltforschungsplan des BMI, Luftreinhaltung, Forschungsprojekt 104 02600 Forschungsbericht Teilprojekt B, Projektleiter H.-W. GEORGI, Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.

11 Literaturverzeichnis

- HÖRMANN, G., BRANDING, A., CLEMEN, T., HERBST, M., HINRICHS, A. & THAMM, F. (1996): Calculation and simulation of wind controlled canopy interaction of a beech forest in Northern Germany.- *Agricultural and Forest Meteorology*, **79**: 131-148.
- HOFMANN, G. & ANDERS, S. (1991): Waldschäden und Immissionen im nordostdeutschen Tiefland.- in: PBWU (Projektgruppe zur Erforschung der Wirkung von Luftschadstoffen, 1991), 71-79.
- HOFMANN, G., HEINSDORF, D. UND KRAUB, H.H. (1990): Wirkungen atmogener Stickstoffeinträge auf Produktivität und Stabilität von Kiefern-Forstökosystemen.- *Beitr. Forstwirtschaft.*, **24**: 59-73.
- HORNBURG, V. & BRÜMMER, G.W. (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 1.Untersuchungen zur Schwermetallmobilität.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **156**: 467-477.
- HORNBURG, V., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1993): CaCl₂ und NH₄NO₃-extrahierbare Schwermetallgehalte in Böden - ein Methodenvergleich.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **72**: 373-376.
- HORNBURG, V., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1995): Verhalten von Schwermetallen in Böden. 2.Extraktion mobiler Schwermetalle mittels CaCl₂ und NH₄NO₃.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **158**: 137-145.
- HOUDIJK, A.L.F.M., SMOLDERS, A.J.P. & ROELOFS, J.G.M. (1993): The effects of atmospheric nitrogen deposition on the soil chemistry of coniferous forests in the Netherlands.- *Environmental Pollution*, **80**: 73-78.
- HÜTTL, R.F. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika.- *Freiburger Bodenkundliche Abh.*, **28**: 1-440.
- HÜTTL, R.F. (1992): Die Blattanalyse als Diagnose und Monitoringinstrument in Waldböden.-*Freiburger Bodenkundliche Abh.*, **30**: 31-60; Freiburg/Breisgau.
- ISERMANN, K. (1994): Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft, ihre Auswirkungen auf die Umwelt und ursachenorientierte Lösungsansätze sowie Lösungsaussichten zur hinreichenden Minderung.- In: Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages [Hrsg.]: Studienprogramm Band 1: Landwirtschaft, Teilband 1, Studie E. Bonn: Economica Verlag 1994.
- ISERMEYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Carbonate im Boden.- *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkde.*, **56**, 26-38.
- JOHANNES, A.H., CHEN, Y.L., DACHSON, K. & SULESKI, T. (1986): Modelling of throughfall chemistry and indirect measurement of dry deposition.- *Water Air and Soil Pollution*, **30**: 211-216.
- JUX, U. (1956): Stratigraphie, Faziesentwicklung und Tektonik des jüngeren Devons in der Bergisch Gladbach-Paffrather Mulde.- *Neues Jb. Geol. Paläont.*, **102(3)**: 295-328.
- JUX, U. (1964): Zur stratigraphischen Gliederung des Devonprofils von Bergisch Gladbach (Rheinisches Schiefergebirge).- *Dechiniana*, **117(1/2)**: 159-174.
- JUX, U. (1982): Erläuterungen zur geologischen Karte 1:25000, Blatt Overath.- *Geolog. Landesamt Nordrhein-Westfalen*, 198 S., 11 Abb., 13 Tab., 2 Taf.; Krefeld.
- JUX, U. (1984): Karbonatgesteine Nordrhein-Westfalens.- *Kölner Geographische Arbeiten*, **45**: 207-241.
- JUX, U. (1997): Geologie und Landschaftsräume im Einzugsgebiet der Strunde.- *Heimat zwischen Sülz und Dhünn, Geschichte und Volkskunde in Bergisch Gladbach und Umgebung*, 4: 22-32; Bergisch Gladbach.
- JUX, U. & STRAUCH, F. (1967): Zum marinen Oligozän am Bergischen Höhenrand.- *Decheniana*, **118(2)**: 125-133.

- JUX, E. & WAGNER, O. (o.J.): Geologischer Lehrpfad der Stadt Bergisch Gladbach.- Stadt Bergisch Gladbach.
- KAHLE, H. (1988): Wirkungen von Blei und Cadmium auf Wachstum und Mineralstoffhaushalt von Jungbuchen (*Fagus sylvatica* L.) in Sandkultur.- *Dissertationes Botanicae*, **127**: 1-226.
- KAZDA, M. (1986): Untersuchungen von Schwermetalldepositionsvorgängen aus Analysen fraktionell gesammelter Stammabflußproben und Jahresgang der Schwermetalldeposition in einem Buchenwaldökosystem des stadtnahen Wienerwaldes.- *Dissertation der Universität für Bodenkultur in Wien*, **27**: 1-147.
- KRIETER, M. (1991): Ökosystemare Untersuchungen zu Boden- und Gewässerversauerung im südlichen Hunsrück.- *Bremer Beiträge zu Geographie und Raumplanung*, **22**: 1-206, Universität Bremen.
- KEPPLER, J. & BRÜMMER, G.W. (1998): Zur Kinetik der Sorption von Schwermetallen an Bodenkomponenten. II. Sorptions- und Diffusionsprozesse in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **88**: 191-194.
- KLEBER, A. & MAILÄNDER, R. (1998): Veränderungen in Mineralböden relativ zum Ausgangssubstrat am Beispiel der Bindungsformen des Bleis.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **88**: 199-202.
- KLOKE, A. (1980): Orientierungswerte für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- *Mitt. VDLUFA*, Heft 1 - 3/1980.
- KNAPP, R. (1952): Beiträge zur Kenntnis der Wälder im atlantischen Klima-Bereiche Deutschlands.- *Geobotanische Mitteilungen* **2**: 21-40.
- KNIGHT, B.P., CHAUDRI, A.M., MCGRATH, S.P. & GILLER, K.E. (1998): Determination of chemical availability of cadmium and zinc in soils using inert soil moisture samplers.- *Environmental Pollution*, **99**: 293-298.
- KÖBLE, R., NAGEL, D., SMIATEK, G., WERNER, B. & WERNER, L. (1993): Kartierung der critical loads & levels in der Bundesrepublik Deutschland.- Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben FE 108 02 080 "Erfassung immissionsempfindlicher Biotope in der Bundesrepublik Deutschland und in anderen ECE-Ländern" im Auftrag des Umweltbundesamtes: Forschungsgemeinschaft für Ökologie, Natur- und Umweltschutz (mbH), Prädikow Institut für Navigation, Universität Stuttgart, 183 S..
- KÖNIG, N. & ULRICH, B. (1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Schwermetallverteilung an 7 Standorten unterschiedlichen Versauerungsgrades.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, **3**: 133-181.
- KREUTZER, K. (1981): Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **32**: 273-286.
- KREUTZER, K. (1983): Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität.- *Arbeiten der DLG (Dt. Landwirtschafts-Ges.)*, **177**: 69-82.
- KREUTZER, K. (1989): Änderungen im Stickstoff-Haushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers.- In: *Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer.- DVWK-Mitteilungen*, **17**: 121-132.
- KREUTZER, K. (1992): Forest response to a changing environment - central and northern European aspects.- In: TELLER, A., MATHY, P., JEFFERS, J.N.R. [Hrsg.]: *Response of forest ecosystems to environmental changes*, 279-298.
- KREYSZIG, E. (1968): *Statistische Methoden und ihre Anwendungen.- 422 S.; Göttingen.*

11 Literaturverzeichnis

- KRIEBITZSCH, W.-U. (1978): Bedingungen der Stickstoffmineralisation und der Nitratbildung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands.- Diss. Sonderdruck Scripta Geobotanica **14**: 1-66, Göttingen.
- KUES, J. (1984): Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald.- Dissertation des Forstwissenschaftlichen Fachbereichs der Georg-August-Universität Göttingen: 206 S..
- KUHN, A.J., BAUCH, J. & SCHRÖDER, W.H. (1995): Monitoring uptake and contents of Mg, Ca and K in Norway spruce as influenced by pH and Al, using microprobe analysis and stable isotope labelling.- Plant and Soil **168/169**: 135-150.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1994): Bodenkunde.- 5. Aufl., 424 S.; Stuttgart.
- KUTTLER, W. (1984): Zur Filterkapazität und zum Bestandesklima eines Buchen- und Fichtenforstes im Bergischen Land.- Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal, **37**: 142-155.
- KUTTLER, W. (1985): Einträge atmosphärischer Spurenstoffe in Waldgebiete des Sauerlandes.- Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, Luftreinhaltung, Forschungsprojekt 10402715 (Abschlußbericht), Geographisches Institut Bochum: 16 S..
- KUTTLER, W. (1987): Zur Filterkapazität und zum Bestandesklima eines Buchen- und Fichtenforstes im Bergischen Land. Teil II (Abschlußbericht).- Jahresber. des Naturwissenschaftlichen Vereins, **40**: 117-133.
- LAHMANN, E. (1990): Schwermetallniederschlag in der Bundesrepublik Deutschland.- VDI-Berichte, **837**: 75-89.
- LAMERSDORF, N. (1988): Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldökosystemen.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben **A36**: 1-205.
- LAMERSDORF, N.P., BEIER, C., BLANCK, K., BREDEMEIER, M., CUMMINS, T., FARREL, E.P., KREUTZER, K., RASMUSSEN (1998): Effect of drought experiments using roof installations on acidification/nitrification of soils.- Forest Ecology and Management, **101**: 95-109.
- Landschaftsverband Rheinland (1981): Grundlagen zum Landschaftsrahmenplan Naturpark Bergisches Land.- Beiträge zur Landesentwicklung 37(2).
- LARCHER, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt.- Stuttgart: 394 S..
- LEHN, H., FLAIG, H. & MOHR, H. (1995): Vom Mangel zum Überschuß: Störungen im Stoffkreislauf.- Gaia, **4**: 13-25.
- LEONARDI, S. & FLÜCKIGER, W. (1986): Zur Auswaschung von Nährstoffen aus der Baumkrone, Untersuchungen in Buchenbeständen der Nordwest-Schweiz.- Allgemeine Forstzeitschrift, **33**: 825-828.
- LIEBE, F., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens.- Landesamt NRW: Materialien zur Altlastensanierung und Bodenschutz, **2**: 382 S..
- LIEKENS, L. (1999): Zink.- In: ALLOWAY, B.J. [Hrsg.]: Schwermetalle in Böden, Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen.- Berlin: 309-344.
- LILJELUND, L.-E. & TORSTENSSON, P. (1988): Critical loads for sulphur and nitrogen.- In: NILSON, J. & GRENNFELT, P. [Hrsg.]: Miljørapport 1988, **15**: 363-373, Nordic Council of Ministers, Kopenhagen.
- LINDBERG, S.E. (1992): Atmospheric deposition and canopy interactions of sulphur.- In: LINDBERG, S.E. & JOHNSON, G.M. [Hrsg.]: Atmospheric deposition and forest nutrient cycling.- New York: 74-149.

- LINDBERG, S.E. & JOHNSON, D.W. [HRSG.] (1989): 1988 annual report of the Integrated Forest Study.- Environmental Science Study Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge.
- LINDBERG, S.E. & LOVETT, G.M. (1985): Field measurement of particle dry deposition rates to foliage and inert surfaces in a forest canopy.- *Environmental Science & Technologie*, **19**: 238-244.
- LINDBERG, S.E., LOVETT, G.M. & MEIWES, K.-J. (1987): Deposition and forest canopy interactions of airborne nitrate.- In: NATO ASI Series, Vol **G16**: 117-130: Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems.
- LINDBERG, S.E., LOVETT, G.M., RICHTER, D.D. & JOHNSON, D.S. (1986): Atmospheric deposition and canopy interactions of major ions in a forest.- *Science*, **231**: 141-145.
- LINDENMAIR, J., MATZNER, E., KUHN, A.J. & SCHRÖDER, W.H. (1999): Bedeutung von Grobwurzeln für die Ionen- und Wasseraufnahme von Altfichten.- In: Das Lehstenbach-Wassereinzugsgebiet am Waldstein: Die BITÖK-Intensivmeßflächen im Fichtelgebirge (Nordost-Bayern): Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK), Exkursionsführer anlässlich der 29. GfÖ-Tagung in der Universität Bayreuth.
- LISCHEID, G., ALEWELL, C., BITTERSÖHL, J., GÖTTLEIN, A., JUNGNICHEL, C., LANGE, H., MANDERSCHIED, B., MORITZ, K., OSTERDORF, B. & SAGER, H. (1998): Investigating soil and groundwater quality at different scales in a forested catchment: the Waldstein case study.- *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **50**: 109-118.
- LÖHR, M. (1995): Schwermetalle in Auenböden des Rheinisch-Bergischen Kreises.- *Kölner Geographische Arbeiten*, **65**: 77-90.
- LOVETT, G.M. (1992): Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen.- In: LINDBERG, S.E. & JOHNSON, G.M. (1992): Atmospheric deposition and forest nutrient cycling.- New York: 152-177.
- LOVETT, G.M. & LINDBERG, S.E. (1984): Dry deposition and canopy exchange in a mixed oak forest as determined by analysis of throughfall.- *Journal of Applied Ecology*, **21**: 1013-1027.
- LOVETT, G.M. & SCHAEFER, D.A. (1992): Canopy interactions of Ca²⁺, Mg²⁺ and K⁺.- In: LINDBERG, S.E. & JOHNSON, D.W. [Hrsg.]: Atmospheric deposition and forest nutrient cycling.- New York: 253-340.
- MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen) [Hrsg.] (1992): Luftreinhalteplan Rheinschiene Süd 1992.- 283 S., Düsseldorf.
- MADSON, P. & LARSEN, J.B. (1997): Natural regeneration of beech (*Fagus sylvatica* L.) with respect to canopy density, soil moisture and soil carbon content.- *Forest Ecology and Management*, **97**: 95-105.
- MALESSA, V. (1992): Depositionsbedingte Tiefengradienten der Bodenversauerung in der Sösemulde (Westharz).- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, **A98**: 1-233.
- MALLMANN, TH. (1993): Nährstoffversorgung eines Hangbuchenwaldes und benachbarter Windwurfflächen unterschiedlichen Alters im Strunde-Tal (Bergisch Gladbach).- Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität zu Köln, 144 S., Köln [unveröff.].
- MANDERSCHIED, B. (1996): Heterogenität und Bestimmungsfehler bei Wasserflüssen und Stoffkonzentrationen in Waldökosystemen und deren Auswirkungen auf die Stoffbilanzierung.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **79**: 205-208.

11 Literaturverzeichnis

- MANDERSCHIED, B. & MATZNER, E. (1995): Spatial and temporal variability of soil solution chemistry and seepage water ion fluxes in a mature Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand.- *Biogeochemistry* **30**: 99-144.
- MANDERSCHIED, B. & ALEWELL, C. (1999): Die Wasser- und Stoffflüsse im Lehstenbach-Einzugsgebiet.- In: Das Lehstenbach-Wassereinzugsgebiet am Waldstein: Die BITÖK-Intensivmeßflächen im Fichtelgebirge (Nordost-Bayern): Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung (BITÖK) Exkursionsführer anlässlich der 29. GfÖ-Tagung in der Universität Bayreuth.
- MANDERSCHIED, B.T., SCHWEISSER, G. LISCHIED, G., ALEWELL, C. & MATZNER, E. (1999): Sulfate pools in the weathered substrata of a forest catchment.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* (in Vorbereitung).
- MARSCHNER, B., GENSIOR, A. & FISCHER, U. (1998): Response of soil solution chemistry to recent declines in atmospheric deposition in two forest ecosystems in Berlin, Germany.- *Geoderma*, **83**: 83-101.
- MARSH, A.R.W. (1978): Sulphur and nitrogen contributions to the acidity of rain.- *Atmospheric environment*, **12**: 407-412.
- MATSCHONAT, G. (1993): Ammonium-Sorption in sauren Waldböden: Anwendung von "initial-mass"-Isothermen.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **72**: 401-404.
- MATSCHONAT, G. & VOGT, R. (1998): Significance of the total cation concentration in acid forest soils for the solution composition and the saturation of exchange sites.- *Geoderma*, **84**: 289-307.
- MATSCHULLAT, J., BOZAU, E., BRUMSACK, H.J. et al. (1994): Stoffdispersion Osterzgebirge - Ökosystemforschung in einer alten Kulturlandschaft.- In: MATSCHULLAT, J. & MÜLLER, G. [Hrsg.]: *Geowissenschaften und Umwelt*: 227-242.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffhaushalt zweier Waldökosysteme im Solling.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldschäden*, **A40**: 1-217.
- MATZNER, E. (1989): Stoffliche Veränderungen in schadstoffbelasteten Waldböden.- In: *Immissionsbelastung des Waldes und seiner Böden - Gefahr für die Gewässer, DVWK-Mitteilungen*, **17**: 107-120.
- MATZNER, E. & CASSENS-SASSE, E. (1984): Chemische Veränderung der Bodenlösung als Folge saisonaler Versauerungsschübe in verschiedenen Waldökosystemen.- *Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben*, **2**: 50-60.
- MATZNER, E. & ULRICH, B. (1989): Acid precipitation and forest decline in Germany: Summary of the present state of knowledge.- *Water Air and Soil Pollution*, 1989.
- MATZNER, E. & W. HETSCH (1981): Beitrag zum Elementaustrag mit dem Sickerwasser unter verschiedenen Ökosystemen im nordwestdeutschen Flachland.- *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **144**: 64-73.
- MATZNER, E., ALEWELL, C., BITTERSÖHL, J., HUWE, B., GEHRE, M., GERSTBERGER, P., JUNGNIKKEL, C., LISCHIED, KAMMERER, G., MANDERSCHIED, B., MATSCHONAT, G., MORITZ, K., SCHWEISSER, T. & TOTSCHKE, K. (1998): Biogeochemistry of a coniferous catchment in response to changing atmospheric deposition.- *Bayreuther Forum Ökologie*, **56**: 129-160.
- MAYER, R. (1971): Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems.- *Göttinger Bodenkundliche Berichte*, **19**: 1-119.

11 Literaturverzeichnis

- MAYER, R., RASTIN, N. & ULRICH, B. (1985): Belastung der Landesforsten Hamburg durch Deposition von Schwermetallen: II. Depositionsraten und Austrag mit dem Sickerwasser.- Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben, **10**: 322-343.
- MECKLENBURG, R. A., TUCKEY, H. B. & MORGAN, J. V. (1966): A mechanism for the leaching of calcium from foliage.- *Plant Physiology*, **41**: 610-613.
- MEHLICH, A. (1953): Rapid determination of cation anion exchange properties and pHe of soils.- *Journal of the Association Of Official Agricultural Chemists*, **36**: 445-457.
- MEINARDI, C.R., BEUSEN, A.H.W., BOLLEN, M.J.S., KLEPPER, O. & WILLEMS, W.J. (1999): Vulnerability to diffuse pollution and average nitrate contamination of european soils and groundwater.- *Pergamon, Wat. Sci. Tech.*, **31(8)**: 159-165.
- MEIWES, K.J. (1979): Der Schwefelhaushalt eines Buchenwald- und eines Fichtenwaldökosystems im Solling.- *Göttinger Bodenkundliche Berichte* **60**: 1-108.
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J. & ULRICH, B. (1984A) (1984a): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, **B7**: 1-67.
- MEIWES, K.-J., HAUHS, M., GERKE, H., ASCHE, N., MATZNER, E. & LAMERSDORF, N. (1984b): Die Erfassung des Stoffkreislaufes in Waldökosystemen -Konzept und Methodik.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, **B7**: 68-143.
- MEIWES, K.-J., HAUHS, M., MALINOWSKI, G., MÜHLHAN, H., ASCHE, N., GEHRMANN, J., GERKE, H. & MATZNER, E. (1983): Methodik zur Erfassung von Ionenkreisläufen in Waldökosystemen.-
In: GLATZEL, G.: Die Messung der Deposition langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Wäldern.-
Im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, Österreich.
- MEIWES, K.J. & BEESE, F. (1988): Ergebnisse der Untersuchungen des Stoffhaushaltes eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein.- *Ber. des Forschungszentrums Waldschäden/Waldökosysteme*, **B9**: 1-142.
- MIEGROET, V., H., COLE, D.W. & FOSTER, N.W. (1992): Nitrogen distribution and cycling.- In: LINDBERG, S.E. & JOHNSON, D.W. (1992): *Atmospheric deposition and forest nutrient cycling*.- New York: 178-213.
- MOGGE, B., KAISER, E.-A. & MÜNCH, J.-C. (1998): Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from forest soils in the Bornhöveder Lake Region (Northern Germany).- *Soil Biol. Biochem.*, **30(6)**: 703-710.
- MOHR, H. & LEHN, H. (1994): Present views of nitrogen cycle.- *Acta Leopoldina*, NF **70**, **288**: 11-26.
- MOLDAN, B. (1980): The analysis of atmospheric precipitation in Czechoslovakia.- *Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip.*, Norway 1980, SNSF-Projekt.
- NAGEL, H.-D. & GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Wirkungsschwellen und Grenzen der Belastbarkeit.- In: NAGEL, H.-D. & GREGOR, H.-D. (1999): *Ökologische Belastungsgrenzen Critical Loads & Levels – Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltspolitik*. Berlin, 259 S.
- NÄTSCHER, L. & SCHWERTMANN, U. (1985): Aluminium in Auflagehorizonten saurer Waldböden.- *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **43**: 435-439.

11 Literaturverzeichnis

- NAIR, V.D. & PRENZEL, J. (1978): Calculations of equilibrium concentration of mono- and polynuclear hydroxyaluminium species at different pH and total aluminium concentration.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **141**: 741-751.
- NICKE, H. (1983): Reliefgenese des südlichen Bergischen Landes zwischen Wupper und Sieg.- Kölner Geographische Arbeiten,**43**: 1-278, Köln.
- NIHLGARD, B. (1985): The ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe.- Ambio, **14**: 2-8.
- OTTO, H.-J. (1994): Waldökologie.- Stuttgart, 391 S..
- ÖZBAS, G. & POHLMEIER, A. (1998): Gleichgewicht und Kinetik der Bindung von Pb^{2+} an Goethit.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **88**: 221-224.
- OYAMA, M. & TAKEHARA, H. (1988): Revised standard soil color charts.- Research Council for Agriculture, Forestry and Fisheries, Ministry of Agriculture and Forestry.
- PARKER, G.G. (1983): Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle.- Advances in Ecological Research, **13**: 57-134.
- PRENZEL, J. (1983): A mechanism for storage of acid in acid soils.- In: ULRICH, B. & PANKRATH, J. [Hrsg.]: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems: 157-170.
- PRIETZEL, J. (1997): Lösungskinetik und Extrahierbarkeit von Aluminiumhydroxosulfaten.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. **85**: 1549-1552.
- PRÜEB, A., TURIAN, G. & SCHWEIKLE, V. (1991): Ableitung kritischer Gehalte an NH_4NO_3 -extrahierbaren ökotoxikologisch relevanten Spurenelementen in Böden SW-Deutschlands.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. **66(I)**: 385-388.
- PRÜEB, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxischer Spurenelemente in Böden.- Diss., Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Referat Bodenschutz, Karlsruhe: 145 S..
- RABEN, G. (1988): Untersuchungen zur raumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Stressparameter und deren Einfluß auf die Feinwurzelentwicklung in bodensauren Waldgesellschaften des Hils.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **A38**: 1-253.
- RAMBOW, K., SCHIMMING, C.G. & WETZEL, H. (1993): Dynamik von Stickstoffumsetzungen in einer sauren Braunerde und deren Auswirkungen im Staffhaushalt.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. **72**: 429-432.
- RASTIN, N. & ULRICH, B. (1985): Bodenchemische Standortscharakterisierung zur Beurteilung des Stabilitätszustandes von Waldökosystemen in Hamburg.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **10**: 1-91.
- REHFUESS, K.E. (1990): Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung.- 2. Aufl., 294 S., Hamburg, Berlin.
- REUSS, J.O. & JOHNSON, D.W. (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters.- Ecological studies **59**: 1-119.
- REYNOLDS, B., WILSON, E.J. & EMMETT, B.A. (1998): Evaluating critical loads of nutrient nitrogen and acidity for terrestrial systems using ecosystem-scale experiments (NITREX).- Forest Ecology and Management **101**: 81-94.

11 Literaturverzeichnis

- RIEK, W. & WOLF, B. (1996): Deutscher Beitrag zur europäischen Waldzustandserhebung (Level 1).- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, **B50**: 1-65 und Anhang.
- RODENKIRCHEN, H. (1993): Einfluß saurer Beregnung und Kalkung auf die potentielle Stickstoffmineralisation, Nitrifikation und Nitrataufnahme in einem Fichtenbestand.- Mit. Dt. Bodenkundl. Ges. **72**: 619-622.
- ROELOFS, J.G.M. (1986): The effect of airborne ammonium sulphate on aquatic and terrestrial heathland vegetation.- *Experientia*, **42**: 372-377.
- ROELOFS, J.G.M., KEMPERS, A.J., HOUDIJK, A.L.F.M. & JANSEN, J. (1985): The effect of airborne ammonium sulphate on *Pinus nigra var. maritima* in the Netherlands.- *Plant and Soil*, **84**: 45-56.
- ROELOFS, J.G.M. & HOUDIJK, A.L.F.M. (1991): Ecological effects of ammonia.- In: NIELSEN, V.C., VOORBURG, J.H. & P. L. HERMITE [Hrsg.]: *Odour and ammonia emissions from livestock farming*: 10-17, London, New York.
- ROLOFF, A. (1984): Morphologie der Verzweigung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) als Grundlage zur Beurteilung von Triebblängenanomalien und Kronenschäden.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, **3**: 1-188.
- ROLOFF, A. (1986): Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung möglicher neuartiger Veränderungen.- *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben*, **18**: 1-177.
- ROLOFF, A. (1991): Die Baumkrone als Indikator für Umweltbelastungen.- *VDI-Berichte*, **901**: 349-361.
- ROST-SIEBERT, K. (1985a): H- und Al-Ionen-Toxizität an Fichten- und Buchenkeimpflanzen.- *Mit. Dt. Bodenkundl. Ges.*, **43(1)**: 447-452.
- ROST-SIEBERT, K. (1985b): Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies*, Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica*, L.) in Lösungskultur.- *Diss., Forstliche Fakultät, Georg-August-Universität Göttingen*: 221 S..
- RÜHLING, Å. & TYLER, G. (1991): Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest.- *Ambio*, **20(6)**: 261-263.
- RUNGE, F. (1988): Vegetationsschwankungen in einem Waldmeister-Buchenwald des Münsterlandes.- *Decheniana*, **142**: 4-6.
- RUNGE, M. (1965): Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten.- *Flora*, **155**: 353-386.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort.- *Flora*, **159**: 233-257.
- RUNGE, M. (1971): Investigations of the content and the production of mineral nitrogen in soils.- In: ELLENBERG, H., [Hrsg.]: *Integrated Experimental Ecology, Ecological Studies*, **2**: 191-202.
- RUNGE, M. (1974a): Die Stickstoff-Mineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes. I. Mineralstickstoff-Gehalt und Netto-Mineralisation.- *Oecol. Plant.*, **9(3)**: 201-218.
- RUNGE, M. (1974b): Die Stickstoff-Mineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes. II. Die Nitratproduktion.- *Oecol. Plant.*, **9(3)**: 219-230.
- SACHS, L. (1992): *Angewandte Statistik*.- 847 S., Berlin.

11 Literaturverzeichnis

- SCHAEFER, D.A., LINDBERG, S.E. & LOVETT, G.M. (1989): Canopy acid balance and foliar cation exchange.- In: LINDBERG, S.E. & JOHNSON, D.W. (1989) [Hrsg.]: 1988 annual report of the integrated forest study. Environmental Science Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge.
- SCHAEFER, D.A., S.E. LINDBERG & LOVETT, G.M. (1992): Canopy interactions.- In: LINDBERG, S.E. & JOHNSON, D.W. (1992): Atmospheric Deposition and Forest Nutrient Cycling.- S. 444-450, New York.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde.- 14. Aufl., 494 S., Stuttgart.
- SCHIMMING, C.-G. (1991): Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins - Nährstoff-, Säure- und Schadstoffdynamik.- Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, **8**: 1-163.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum.- 2. Aufl., 295 S., Berlin.
- SCHLINKERT, A. (1992): Jahreszeitliche Dynamik der Inhaltsstoffe von Bodenlösungen aus A-Horizonten unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsweise und Standorteigenschaften.- Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, **7**: 1-271.
- SCHLINKERT, A. & BRÜMMER, G.W. (1991): Gehalte an organischer Substanz sowie Speziesverteilung verschiedener Schwermetalle in der Lösungsphase von Oberböden.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **66 (I)**: 397-400.
- SCHMIDT, J.P. (1992): Kritische Anmerkungen zur Ermittlung von Stoffflüssen mittels Saugkerzen Teil I: Theoretische Aspekte der Bodenlösungsgewinnung.- Mit. Dt. Bodenkundl. Ges., **67**: 143-146.
- SCHMIDT, M. (1987): Atmosphärischer Eintrag und interner Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **A34**: 1-174.
- SCHNEIDER, F.K. (1982): Böden.- In: JUX, U.: Erläuterungen zur geol. Karte 1:25000 des Landes Nordrhein-Westfalens, Blatt Overath 5009.- S. 174-183; Krefeld.
- SCHÜLER, G. & BUTZ-BRAUN, R. (1997): Stabilisierung von Dreischicht-Tonmineralen versauerter Waldböden durch Bodenschutzmaßnahmen.-Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **85**: 1557-1560.
- SCHÜTT, P. (1983): Der Wald stirbt an Stress.- 264 S., München.
- SCHÜTT, P., KOCH, W., BLASCHKE, H., LANG, K.J., REIGBER, E., SCHUCK, H.J. & SUMMERER, H. (1986): So stirbt der Wald.- 5. Aufl., 95 S., BLV, München.
- SCHULTE-BISPING, H. (1989): Räumliche und saisonale Variabilität des chemischen Bodenzustandes in Buchen- und Kiefern-Waldökosystemen mit Schädigungsgradienten.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, **A48**: 1-175.
- SCHULTZ, R. (1986): Schwermetalleinträge und ihre Kronenraumpassage in verschiedenen Waldökosystemen in Norddeutschlands.- Verh. Ges. Ökologie, **14**: 287-292.
- SCHULTZ, R. (1987): Vergleichende Betrachtung des Schwermetallhaushalts verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **A32**: 1-217.
- SCHULTZ, R. & MAYER, R. (1985): Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte.- Mit. Dt. Bodenkundl. Ges., **43(I)**: 471-476.
- SCHULTZ, R., LAMMERSDORF, N. HEINRICH, H., MAYER, R. & ULRICH, B. (1988): Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrages einiger Spurenstoffe in Waldökosystemen.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **B7**: 1-143.

11 Literaturverzeichnis

- SCHWAB, U., SCHLAF, S. & FLAIG, H. (1996): Vegetationsveränderungen im Zusammenhang mit atmosphärischen Stickstoffeinträgen.- Arbeitsbericht Nr. 57 der Akademie für Technologiefolgeabschätzung, Stuttgart: Akademie für Technologiefolgeabschätzung in Baden-Württemberg, Selbstverlag 1996.
- SCHWARZ, O. (1986): Zum Abflußverhalten von Waldböden bei künstlicher Beregnung.- In: EINSELE G. [Hrsg.]: Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch - Forschungsbericht, DFG: 161-179 Weinheim.
- SCHWERTMANN, U., SÜSSER, P. & NÄTSCHER, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **150**: 174-178.
- SEIP, H. M. (1980): Acidification of fresh waters: Sources and mechanisms.- In: Ecological impacts of acid precipitation, SNSF-Project, Oslo: 358-366.
- SITTE, P., ZIEGLER, H., EHRENDORFER, F., & BRESINSKI, A. (1991): Lehrbuch der Botanik für Hochschulen.- Stuttgart: 1031 S..
- SMID, S. & SONDEREGGER, E. (1983): Probennahme und Analyse von Deposition langzeitwirksamer Luftschadstoffe.- In: GLATZEL, G. [Hrsg.]: Die Messung der Deposition langzeitwirksamer Luftschadstoffe in Wäldern - Vorschläge für ein Österreichisches Meßprogramm - Arbeitsmethoden, Österreichischer Forstverein, Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, Universität Wien: 165 S..
- SPRANGER, T. (1992): Erfassung und ökologische Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette.- EcoSys Supplies, **4**: 1-154.
- STADELMANN, F.X. & SANTSCHI-FUHRMANN, E. (1987): Beitrag zur Abstützung von Schwermetallrichtwerten im Boden mit Hilfe von Bodenatmungsmessungen.- FAC-Tätigkeitsbericht: 91 S.
- STADLER, G. (1986): Lagerstättenkundliche Untersuchungen im Bereich der ehemaligen Erzgruben Christiansfreude und Silberkaule im Bensberger Erzbezirk durch Aufschlußbohrungen.- Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf., **34**: 243-279.
- STAHR, K., RÜCK, F. & LORENZ, G. (1992): Vorhersage der Stickstoffmineralisierung in Böden Baden-Württembergs.- In: Freibruger Bodenkundliche Abhandlungen, **30**: 1-103.
- STÖHR, D. (1984): Waldbodenversauerung in Österreich. Veränderungen der pH-Werte von Waldböden während der letzten Dezennien.- Österreichischer Forstverein Forschungsinitiative gegen das Waldsterben, im Auftrag des Bundesministers für Gesundheit und Umweltschutz, Institut für Forstökologie, Wien: 165 S..
- SVERDRUP, H.U. (1990): The kinetics of base cation release due to chemical weathering.- Lund University Press, 246 S., Sweden.
- SVERDRUP, H.U., DE VRIES, W. & HENRIKSEN, A. (1990): Mapping critical loads. A guidance to the criteria, calculations, data collection and mapping of critical loads.- Miliorapport 1990: **14**, Nordic Council of Ministers, Kopenhagen.
- SWEDISH MINISTRY OF AGRICULTURE (1982): Acidification today and tomorrow.- Environment '82.
- TAMM, C. O. (1991): Nitrogen in Terrestrial Ecosystems - Questions of Productivity Changes and Ecosystem Stability.- Berlin: 115 S.
- TENHUNEN, J.D., MATZNER, E., HEINDL, B., CHIBA, H. & MANDERSCHIED, B. (1998): Heterogeneity and spatial distributed properties of forest ecosystems: scaling function from the stand to landscape levels.- Bayreuther Forum Ökologie, **56**: 41-58.

11 Literaturverzeichnis

- TRAUTMANN, W. (1973): Vegetation (Potentielle natürliche Vegetation).- Deutscher Planungsatlas, Band 1: Nordrhein-Westfalen, Lieferung 3, In: Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover.
- TUCKER, M. [Hrsg.] (1996): Methoden der Sedimentologie.- 366 S., Stuttgart.
- TUCKEY, H. B. (1970): The leaching of substances from plants.- Annual review of plant physiology and plant molecular biology, **21**: 305-324.
- TYLER, G. (1987): Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forests.- Flora, **179**: 165-170.
- UBA (Umweltbundesamt) [Hrsg.] (1981, 1986, 1989, 1992, 1994, 1997): Daten zur Umwelt 1982/83, 1986/87, 1988/89, 1990/91, 1992/93, 1994-1996, 1997.- Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt) (1997): Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden.- Berichte **6/97**: 1-693; Berlin.
- UN ECE (United Nations Economic Commission for Europe) (1996): Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded.- Umweltbundesamt, Texte **71/96** S., Berlin.
- UGOLINI, F. C. & DAHLGREN, R. A. (1986): A new theorie of podzolization and systhesis of Imologonite/Allophane.- Transactions XIII Congress of the international society of soil science. Vol. III: 1306-1307.
- UGOLINI, F. C., MINDEN, R., DAWSON, H., & ZACHARA, J. (1977): An example of soil processes in the *Abies amabilis* zone of Central Cascades, Washington.- Soil Sci., **124**: 291-302.
- ULRICH, B. (1978): Beitrag zur Frage der Stickstoffdüngedürftigkeit: Stickstoffzufuhr aus der Luft und Stickstoffumsatz im Boden.- Landw. Forsch., **31(1)**: 111-118.
- ULRICH, B. (1981a): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufes in Waldökosystemen.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **144**: 647-659.
- ULRICH, B. (1981b): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **144**: 289-305.
- ULRICH, B. (1981c): Bodenchemische und Umwelt-Aspekte der Stabilität von Waldökosystemen.- In: HÜTERMANN, A. [Hrsg.]: Der Wald als Rohstoffquelle.- Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, **69**: 19-29.
- ULRICH, B. (1981d): Zur Stabilität von Waldökosystemen.- Forstarchiv, **52(5)**: 165-170.
- ULRICH, B (1982b): Stoffumsatz im Ökosystem - theoretische Grundlagen und praktische Schlußfolgerungen.- Veröffentlichungen landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt, **15**: 13-28.
- ULRICH, B. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride.- In: ULRICH, B. & PANKRATH, J. [Hrsg.]: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems: 33-45, Dordrecht, Boston, London.
- ULRICH, B. (1985): Interactions of indirect and dierect effects of air pollutants in forests.-In: TROYANOWSKI, [Hrsg.]: Air pollution and plants: 149-181, Weinheim.

- ULRICH, B. (1986a): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstwiss. Centralblatt, **105**: 421-435.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1986b): Raten der Deposition, Akkumulation und des Austrags toxischer Luftverunreinigungen als Maß der Belastung und Belastbarkeit von Waldökosystemen.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **B2**: 1-120.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1989a): Stabilitätsbedingungen von Waldökosystemen.- Berichte des Forschungszentrums für Waldökosysteme, **B14**: 1-279.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1989b): Ergebnisse neuerer, ökosystemarer Untersuchungen an Buchenbeständen im Solling.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, **A49**: 1-169.
- ULRICH, B. (1989c): Effects of acid precipitation on forest ecosystems in Europe.- In: ADRIANO, D.C. & JOHNSON, A.H. [Hrsg.]: Acidic precipitation, Volume 2: Biological and ecological effects: 189-272, New York, Berlin.
- ULRICH, B. (1990): An ecosystem approach to soil acidification.- In: ULRICH, B. & SUMNER, M.E. [Hrsg.]: Soil acidity, 224 S., Springer,.
- ULRICH, B. (1991a): Folgerungen aus 10 Jahren Waldökosystem- und Waldschadensforschung.- Forst und Holz, **46(21)**: 3-12.
- ULRICH, B. (1991b): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen, Identifizierung der sie bedingenden Prozesse.- Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme, **B24**: 204-210.
- ULRICH, B. (1992): Forest ecosystem theory based on material balance.- Ecological Modelling, **63**: 163-183.
- ULRICH, B. (1993): Prozeßhierarchie in Waldökosystemen.- Biologie in unserer Zeit, **23(5)**:322-329.
- ULRICH, B. (1994a): Nutrient and Acid-Base Budget of Central European Forest Ecosystems.- In: GODBOLD, D.L. & HÜTTERMANN, A. [Hrsg.]: Effects of acid rain on forest processes, New York: 1-50.
- ULRICH, B. (1994b): Prozess hierachy in forest ecosystems: An integrative ecosystem theory.- In: GODBOLD, D.L. & HÜTTERMANN, A. [Hrsg.]: Effects of acid rain on forest processes, New York: 353-397.
- ULRICH, B. [Hrsg.] (1994c): Gefahr für Ökosysteme und Gewässerqualität, Ergebnisse interdisziplinärer Forschung im Harz.- Berlin, 478 S.
- ULRICH, B. (1997): Chemische Prozesse im Ökosystemkompartiment Boden.- In: MATSCHULAT, J., TOBSCHALL, H.J., VOIGT, H.J. [HRSG.]: Geochemie und Umwelt: Relevante Prozesse in Atmo-, Pedo- und Hydrosphäre. Berlin, Heidelberg, New York: 39-51.
- ULRICH, B., MAYER, R. & KHANNA, P.K. (1979a): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling.- Schriften Forstl. Fakultät Universität Göttingen u. d. Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, **58**: 1-292, Frankfurt a. M..
- ULRICH, B., MAYER, R. & KHANNA, P.K. (1979b): Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **142**: 601-615.
- ULRICH, B., MEIWES, K.J., KÖNIG, N. & KHANNA, P.K. (1984): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden.- Der Forst- und Holzwirt **11**: 278-286.

11 Literaturverzeichnis

- ULRICH, B. & RASTIN, N. (1985): Erfassung der Einträge und des Verbleibens von Luftverunreinigungen in den Wäldern der Landesfrostverwaltung Hamburg.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **10**: 92-176.
- ULRICH, B. & MEYER, H. (1987): Chemischer Zustand der Waldböden Deutschlands zwischen 1920 und 1960, Ursachen und Tendenzen seiner Veränderung.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, **B6**: 1-133.
- VDI [Verein Deutscher Ingenieure] (1983): Säurehaltige Niederschläge - Entstehung und Wirkungen auf terrestrische Ökosysteme.- Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf: 277 S..
- VALENTA, P. & NGUYEN, V.D. (1986): Trends of heavy metal pollution by wet deposition in the Federal Republic of Germany during 1980-1984.- In: GREGORII, H.-W. [Hrsg.]: Atmospheric pollutants in forest areas.- Dordrecht, Boston, Lancaster, Tokyo: 69-78.
- VAN DIJK, H.F.G., BOXMAN, A.W. & ROELOFS, J.G.M. (1992): Effects of a decrease in atmospheric deposition of nitrogen and sulfur on the mineral balance and vitality of a Scots pine stand in the Netherlands.- Forest Ecology and Management, **51**: 207-215.
- VAN DIJK, H.F.G., CREEMERS, R.C.M., RIJNERS, J.P.L.M. & ROELOFS, J.G.M. (1989): Impact of artificial, ammonium-enriched rainwater on soils and young coniferous trees in a greenhouse. I. Effects on soils.- Environmental Pollution, **62**: 317-336.
- VEERHOFF, M. (1992): Silicatverwitterung und Veränderung des Tonmineralbestandes in Waldböden als Folge von Versauerungsvorgängen.- Bonner Bodenkundl. Abh., **8**: 1-249.
- VEERHOFF, M. & BRÜMMER, G.W. (1993): Bildung schlechtkristalliner bis amorpher Verwitterungsprodukte in stark bis extrem stark versauerten Waldböden.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **156**: 11-17.
- VEERHOFF, M. ROSCHER, S. & BRÜMMER, G.W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald.- Berichte Umweltbundesamt **1/96**, Berlin: 364 S..
- VILSMEIER, K. & AMBERGER, A. (1981): Modellversuche zur Mineralisation verschiedenen Pflanzenmaterials in Abhängigkeit von der Temperatur.- Landwirtschaftliche Forschung, **34(4)**: 234-241.
- VÖLKER, G. & FRIEDRICH, J. (1991): Korngrößenanalyse.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, **B24**: 101-111.
- WALSE, C., BLANCK, K., BREDEMEIER, M., LAMERSFORF, N., WARFVINGE, P. & XU, Y.-J. (1998): Application of the SAFE model to the Solling clean rain roof experiment.- Forest Ecology and Management, **101**: 307-317.
- WARFVINGE, P., KREUTZER, K., ROTHE, A. & WALSE, W. (1998): Modelling the effects of acid deposition on the biogeochemistry of the Hoeglwald spruce stand, FRG.- Forest Ecology and Management, **101**: 319-330.
- WEDEPOHL, K.H. (1967): Geochemie.- Sammlung Göschen, **1224/1224a/1224b**: 1-220.
- WEDEPOHL, K.-H. (1984): Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle.- In: MERIAN, E. [Hrsg.]: Metalle in der Umwelt Verbreitung, Analytik und biologische Relevanz, Weinheim: 1-10.

- WEIGER, H. (1986): Experimentelle Untersuchungen in nordbayerischen Nadelwaldbeständen über den Wasserhaushalt und den Stickstoffeintrag nach Stickstoffdüngung.- Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayerischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, **76**: 1-463.
- WEISCHET, W. (1995): Einführung in die Allgemeine Klimatologie. Physikalische und meteorologische Grundlagen.- 6. Aufl., 276 S., Stuttgart.
- WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1993): Kennzeichnung der Reaktionsmuster von Mikroorganismenpopulationen bei chemischem Streß anhand von Dosis-Wirkungsbeziehungen.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **72**: 653-656.
- WELP, G., ZHENG, Y., BRÜMMER, G.W. & BREDER, R. (1991): Adsorptions- und Löslichkeitseigenschaften von zehn Metallen in Böden variierendem Stoffbestandes.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **66(I)**: 427-430.
- WELP, G., HERMS, U. & BRÜMMER, G.W. (1983): Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **146**: 38-52.
- WERNER, D.J., DRAHTS, M., WALLOSSEK, C. & Würz, A. (1989): Dauerquadratuntersuchungen über vier Vegetationsperioden auf einer Kalkbuchenwaldschlagfläche im Strundetal (Bergisch Gladbach).- Verh. Ges. Ökologie, **17**: 341-346.
- WERNER, D.J. & WALLOSSEK, C. (1993): Bodenuntersuchungen in den Kalkbuchenwäldern des Strundetals (Bergisch Gladbach).- Sonderveröffentlichungen, Geologisches Institut der Universität zu Köln, **70** (Festschrift Ulrich Jux): 437-458.
- WILKE, B.-M. (1982): Über Sorption und Wirkung von Blei auf die biologische Aktivität terrestrischer Humusformen.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **145**: 52-65.
- WILKE, B.-M. (1986): Einfluß verschiedener potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität von Waldhumusformen unterschiedlicher Pufferkapazität.- Bayreuther Geowissenschaftliche Arbeiten, **8**: 151 S..
- WILKE, B.-M. (1987): Langzeitwirkungen von Kupfer und Zink auf die mikrobielle Aktivität eines humosen, lehmigen Sandes.- Landwirtschaftliche Forschung, **40**: 336-343.
- WILKE, B.-M. (1988): Langzeitwirkungen potentieller anorganischer Schadstoffe auf die mikrobielle Aktivität einer sandigen Braunerde.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **151**: 131-136.
- WILKE, B.-M. (1991a): Kombinationswirkungen von Blei, Cadmium und Zink auf die Dehydrogenaseaktivität von Böden.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **66(I)**: 587-590.
- WILKE, B.-M. (1991b): Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften auf die mikrobielle Toxizität von Blei und Cadmium.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **154**: 417-424.
- WILPERT, K., v. (1990): Die Jahresringstruktur von Fichten in Abhängigkeit vom Bodenwasserhaushalt auf Pseudogley und Parabraunerde. Ein Meßkonzept zur Erfassung standortspezifischer Wasserstreßdisposition.- Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, **24**: 1-184.
- WILPERT, K., v. (1997): Kalium-Mangel in Wäldern durch selektive Kaliumverarmung von Aggregatoberflächen.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **85**: 449-452
- WINKLER, P. (1982): Zur Trendentwicklung des pH-Wertes des Niederschlags in Mitteleuropa.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **145**: 576-585.

- WINTERMEYER, D. & KLOCKOW, D. (1990): Deposition von Säuren und Salzen in der Bundesrepublik Deutschland 1983-1987.- VDI-Berichte Berichte, (Verein Deutscher Ingenieure), **837(1)**: 305-329.
- WITTIG, R. & NEITE, H. (1983): Sind Säurezeiger im Stammfußbereich der Buche Indikatoren für immissionsbelastete Kalk-Buchenwälder?- AFZ, **38(45)**: 1232-1233.
- WITTIG, R. & NEITE, H. (1985): Acid indicators around the trunk base of *Fagus sylvatica* in limestone and loess beechwoods: distribution pattern and phytosociological problems.- Vegetatio, **64**: 113-119.
- WRIGHT, R.F., LOTSE, E. & SEMB, A. (1988): Reversibility of acidification shown by whole-catchment experiments.- Nature, **334**: 670-675.
- ZEIEN, H. & BRÜMMER, G.W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **59(I)**: 505-510.
- ZELLER, B., COLIN-BELGRAD, M., DAMBRINE, E. & MARTIN, F. (1998): ¹⁵N partitioning and production of ¹⁵N-labelled litter in beech trees following [¹⁵N]urea spray.- Ann. Sci. For., **55**: 375-383.
- ZEZSCHWITZ, E. v. (1980): Analytische Kennwerte typischer Humusformen westfälischer Bergwälder.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., **143**: 692-700.
- ZEZSCHWITZ, E. v. (1982): Akute Bodenversauerung in den Kammlagen des Rothhaargebirges.- Forst- und Holzwirt, **37**: 275-276.
- ZEZSCHWITZ, E. v. (1985): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden.- Geol. Jahrb., **F20**: 3-41.
- ZÖTTL, H. (1956): Untersuchungen über die Stickstoffnachlieferung des Waldbodens. Mitteilungen aus der Staatsverwaltung Bayerns. Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, **29**: 73-80.
- ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch.- Z. Pflanzenernähr. Düng. u. Bodenk., **81**: 35-50.
- ZÖTTL, H. (1960a): I. Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldmaterial. I. Beziehung zwischen Bruttomineralisation und Nettomineralisation.- Plant and Soil, **13**: 166-182.
- ZÖTTL, H. (1960b): II. Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldmaterial. II. Einfluß des Stickstoffgehaltes auf die Mineralstickstoff-Nachlieferung.- Plant and Soil, **13**: 183-206.
- ZÖTTL, H. (1960c): III. Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldmaterial. III. pH-Wert und Mineralstickstoffnachlieferung.- Plant and Soil, **13**: 207-223.
- ZÖTTL, H. (1960d): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens.- Forstwiss. Centr., **79**: 72-90.
- ZÖTTL, H. (1965): Anhäufung und Umsetzung von Stickstoff im Waldboden.- Ber. Dtsch. Bot. Ges., **78**: 167-180.
- ZÖTTL, H. (1985): Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems.- Experienta, **41**: 1104-1113.
- ZUMBROICH, T., HERWEG, U. & MÜLLER, A. (1994): Zur Schwermetallbelastung von Nutzpflanzen in der Region mit ehemaligem Erzbergbau.- Wasser & Boden 1/1994: 26-30.
- ZYSSET, M., BLASER, P. & GEHRING, A. U. (1995): Freisetzung von Al und basischen Kationen in sauren Böden: Vergleich von Labor- und Felddaten.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., **76**: 503-506.

12 Anhang

Tabellen

Tab. A 1:	Einbautiefen der Tensiometer und Saugkerzen	238
Tab. A 2:	Niederschlagsmenge, pH-Wert und elektrolytische Leitfähigkeit von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	239
Tab. A 3:	H ⁺ -Ionen-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	239
Tab. A 4:	Kalium-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	240
Tab. A 5:	Natrium-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	240
Tab. A 6:	Magnesium-Konzentrationen u. –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	241
Tab. A 7:	Calcium-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	241
Tab. A 8:	Mangan-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	242
Tab. A 9:	N _{min} -Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	242
Tab. A 10:	NH ₄ -N-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	243
Tab. A 11:	NO ₃ -N-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	243
Tab. A 12:	Cl-Konzentrationen u. –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	244
Tab. A 13:	SO ₄ -S-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe	244
Tab. A 14:	Deskriptive Statistik der Elementkonzentrationen im Freilandniederschlag	245
Tab. A 15:	Korrelationsmatrix der Elementkonzentrationen im Freilandniederschlag	245
Tab. A 16:	Deskriptive Statistik der Elementkonzentrationen im Stammabfluß	246
Tab. A 17:	Korrelationsmatrix der Elementkonzentrationen im Stammabfluß	246
Tab. A 18:	Deskriptive Statistik der Elementkonzentrationen im Kronentraufe	247
Tab. A 19:	Korrelationsmatrix der Elementkonzentrationen in der Kronentraufe	247
Tab. A 20:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für H ⁺ -Ionen	248
Tab. A 21:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für Kalium	248
Tab. A 22:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für Natrium	248
Tab. A 23:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für Magnesium	248
Tab. A 24:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für Calcium	249
Tab. A 25:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für Mangan	249
Tab. A 26:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für N _{min}	249
Tab. A 27:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für NH ₄ -N	249
Tab. A 28:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für NO ₃ -N	250
Tab. A 29:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für Cl	250
Tab. A 30:	Monats- und Jahres-Depositionsraten für SO ₄ -S	250
Tab. A 31:	Monats- und Jahres-Depositionsraten der Ionen-Äquivalente von H ⁺ , K, Na, Mg, Ca, Mn, N _{min} , NH ₄ , NO ₃ , Cl und SO ₄	250
Tab. A 32:	Mittlere, jährliche Elementkonzentrationen mit dem Streufall (Blätter)	251
Tab. A 33:	Mittlere, jährliche Elementkonzentrationen mit dem Streufall (Knospenschuppen)	252
Tab. A 34:	Makromorphologische Beschreibung des Sommeraspekts der Humusauflagen	253
Tab. A 35:	Tiefenfunktion charakteristischer Merkmale der Humusauflagen	255
Tab. A 36:	Tiefenfunktion der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte sowie C/N- und C/P-Verhältnisse der Humusauflagen	256
Tab. A 37:	Tiefenfunktion der von Ca-, Mg-, K- und Na-Gehalte in der Humusaufgabe	257
Tab. A 38:	Tiefenfunktion von Mn-, Fe- und Al-Gehalten sowie dem Ca/(Ca+Fe+Al)-Verhältnis in der Humusaufgabe	258
Tab. A 39:	Tiefenfunktion von Pb-, Zn-, Cu und Ni-Gehalten in der Humusaufgabe	259
Tab. A 40:	Tiefenfunktion der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorvorräte in der Humusaufgabe	260
Tab. A 41:	Tiefenfunktion der Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Natriumvorräte in der Humusaufgabe	261
Tab. A 42:	Tiefenfunktion der Mangan-, Eisen- und Aluminiumvorräte in der Humusaufgabe	262
Tab. A 43:	Tiefenfunktion der Blei-, Zink-, Kupfer- und Nickelvorräte in der Humusaufgabe	263
Tab. A 44:	Tiefenfunktion der Bodenarten in [%] des Feinbodens	264
Tab. A 45:	Elementgehalte in [Gew.-%] von vier Lößprofilen	264
Tab. A 46:	Tiefenfunktion der mittleren Soll-Gesamtgehalte der Ausgangssubstrate Löß und Kalk	265
Tab. A 47:	Tiefenfunktion der mittleren königswasserlöslichen Elementgehalte im Feinboden der Standorttypen	266
Tab. A 48:	Tiefenfunktion der mittleren königswasserlöslichen Elementgehalte im Bodenskelett der Standorttypen	266
Tab. A 49:	Tiefenfunktion der Gesamtgehalte des Gesamtprobenkollektivs und der Standorttypen	267
Tab. A 50:	Tiefenfunktion der Gesamtgehalte der Profile des Kalk-Buchenwaldes (K1, K2, K3, K4)	268
Tab. A 51:	Tiefenfunktion der Gesamtgehalte der Profile des Moder-Buchenwaldes (M1, M2, M3, M4)	269
Tab. A 52:	Tiefenfunktion der Gesamtgehalte der Profile der Schlagflur (S1, S2) und des Vorwaldes (V1, V2, V3)	270
Tab. A 53:	Tiefenfunktion der Stickstoffvorräte der Profile und der Standorttypen	271
Tab. A 54:	Tiefenfunktion der Stickstoffgehalte in [mg·g ⁻¹] in den Profilen und Standorttypen differenziert nach unterschiedlichen Aufschlußverfahren (Kjeldahl-Förster- und CNS-Aufschluß)	272
Tab. A 55:	Tiefenfunktion der prozentualen Abweichungen des Kjeldahl-Stickstoffs vom CNS-Stickstoff	272
Tab. A 56:	Tiefenfunktion der Austauschbelegung des Gesamtprobenkollektivs und der Standorttypen	273
Tab. A 57:	Tiefenfunktion der Austauschbelegung der Profile des Kalk-Buchenwaldes (K1, K2, K3, K4)	274

Tab. A 58:	Tiefenfunktion der Austauscherbelegung der Profile des Moder-Buchenwaldes (M1, M2, M3, M4)	275
Tab. A 59:	Tiefenfunktion der Austauscherbelegung der Profile der Schlagflur (S1, S2) und des Ackers (A)	276
Tab. A 60:	Tiefenfunktion der Austauscherbelegung der Profile des Vorwaldes (V1, V2, V3)	277
Tab. A 61:	Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Gesamtporbenkollektives	278
Tab. A 62:	Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Kalk-Buchenwaldes	279
Tab. A 63:	Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Moder-Buchenwaldes	280
Tab. A 64:	Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser der Schlagflur	281
Tab. A 65:	Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Vorwaldes	282
Tab. A 66:	Jahresmittelwerte der Matrixpotentiale, elektrolytische Leitfähigkeit und Elementkonzentrationen im Sickerwasser der Standorttypen	283
Tab. A 67:	$\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, N_{min} -Konzentrationen und Nitrifikationsgrad ($\text{NO}_3\text{-N}$ [%]) der Deponate (ND) und der Sickerwässer in verschiedenen Tiefenstufen	284
Tab. A 68:	Probenmenge aller Standorte in [ml] von Juli 1996 bis Juni 1997	285
Tab. A 69:	Matrixpotentiale (in cm WS) des Sickerwassers aller Standorte von Juli 1996 bis Juni 1997	286
Tab. A 70:	Mittlerer prozentualer Anteil sowie äquivalente Ionenkonzentrationen beim Lösungstransport im Bestandesniederschlag und Sickerwasser	288
Tab. A 71:	Korrelation der Versauerungsäquivalente [$\text{cmol}_c\text{-kg}^{-1}$] mit dem Tonanteil [%], dem Humusgehalt [%] dem pH-Wert und des austauschbaren Aluminiums [$\text{cmol}_c\text{-kg}^{-1}$] in 0 – 5 cm und 30 – 60 cm Tiefe	289
Tab. A 72:	Tiefenfunktion unterschiedlicher Bleifractionen	290
Tab. A 73:	Tiefenfunktion verschiedener Zinkfraktionen	292
Tab. A 74:	Tiefenfunktion verschiedener Cadmiumfraktionen	294
Tab. A 75:	Korrelationsmatrix der Basisrespiration, der Elastizitätsparameter und Schwermetallgehalte in den Ah-Horizonten des Untersuchungsgebietes (Ah-Horizonte, Serien 1-10, 1991-1992)	296
Tab. A 76:	Korrelationsmatrix der Atmungsquotienten, Elastizitätsparameter und Schwermetalle in den Ah-Horizonten im September 1991	297
Tab. A 77:	Elastizitäts- und Stabilitätsparameter der Standorttypen	298
Tab. A 78:	Elastizitäts- und Stabilitätsparameter der Standorttypen: austauschbare und königswasserlösliche-Vorräte	299
Tab. A 79:	Elastizitäts- und Stabilitätsparameter im Sickerwasser der Standorttypen	300
Tab. A 80:	Charakterisierung von Waldökosystemen im Bilanzfallstudienvergleich	301
Tab. A 81:	Niederschlagsdeposition (ND), Gesamtdosition (GD), Bestandesniederschlag (BN), Anreicherungs-faktoren ($AF=BN/ND$) und Sickerwasseroutput (SO) von Wasser (in L/m^2) und Ionen (in $\text{kmol I} \ddot{A} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), AZ [%]=Aziditätsgrad = $(M_a * 100)/(M_a + M_b)$, Quellen in Tab. A 80	302

Abbildungen

Abb. A 1:	Tiefenfunktion des Jahresgangs der Nitrat-N-Gehalte im Sickerwasser der Standorttypen von Juni 1996 bis Juni 1997 und Grenzkonzentration ($3 \text{ mg N}_{\text{min}} / \text{l}$) des Stickstoffvorratsabbau	303
Abb. A 2:	Mittlerer prozentualer Anteil äquivalente Ionenkonzentrationen beim Lösungstransport im Bestandesniederschlag und Sickerwasser der Böden der Standortstpyen im Untersuchungszeitraum Juni 1996 bis Juli 1997 ($\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen} = \text{Kationensumme minus } (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl} + \text{NO}_3^-)$)	304

Tab. A 1: Einbautiefen der Tensiometer und Saugkerzen

Profil und Horizontmächtigkeit [cm]			Einbautiefe Tensiometer [cm]	Einbautiefe Saugkerzen [cm]
K1	Ah	20	10	10
S1	Ah	15	10	10
	Al	20	25	20
S2	Bt	20	40	35
	Ah	15	10	10
	Al	15	18	20
	Bt	15	35	35
M4	Ah	15	10	10
	Al1	10	-	20
	Al2	10	35	30
	Bt	25	-	45
	IIBt	20	65	70
K2	Ah	10	10	10
V1	Ah	20	15	10
	Bt	15	25	25
V2	Ah	15	15	10
	Bv-	20	30	25
V3	^A Bt	20	45	40
	Ah	15	15	10
	Al+B	20	30	25
	^A Bt	20	40	40
K3	Ah	15	15	10
M1	Ah	10	10	10
	Al	15	25	20
	Bt	20	40	35
M2	Ah	10	10	10
	Al	15	25	20
	Bt	20	40	35
K4	Ah	10	10	10
	Bv1	15	25	25
	Bv2	30	40	40

Tab. A 4: Kalium-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

	Freilandniederschlag			Stammabfluß			Kronentraufe					
	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹			
Juli	1	x r s%	0,46 -- --	0,46 -- --	3	x r s%	4,63 3,63 - 5,29 19,1	0,30 0,23 - 0,43 37,6	9	x r s%	4,45 1,63 - 10,03 89,8	1,96 0,80 - 2,82 46,6
August	1	x r s%	0,21 -- --	0,33 -- --	3	x r s%	4,84 4,48 - 5,54 11,5	0,70 0,39 - 1,15 52,9	9	x r s%	2,48 0,96 - 5,19 67,7	2,12 0,99 - 3,18 39,9
September	1	x r s%	0,61 -- --	0,35 -- --	3	x r s%	7,64 5,64 - 9,05 23,9	0,24 0,15 - 0,35 46,4	9	x r s%	5,32 1,74 - 10,07 60,5	1,18 0,49 - 1,76 39,4
Oktober	1	x r s%	0,21 -- --	0,26 -- --	3	x r s%	4,33 3,00 - 5,66 31,5	0,55 0,34 - 0,83 48,3	9	x r s%	3,85 1,45 - 6,91 55,8	2,83 1,19 - 4,02 42,0
November	1	x r s%	0,14 -- --	0,13 -- --	3	x r s%	7,04 3,17 - 9,86 49,6	1,01 0,39 - 1,97 84,5	9	x r s%	2,47 0,81 - 6,82 75,4	1,89 0,69 - 4,56 66,4
Dezember	1	x r s%	0,25 -- --	0,08 -- --	3	x r s%	3,79 2,19 - 4,96 36,3	0,17 0,05 - 0,39 101,8	9	x r s%	1,90 1,06 - 2,89 35,8	0,41 0,19 - 0,68 40,2
Januar	1	x r s%	0,45 -- --	0,03 -- --	3	x r s%	23,38 8,51 - 41,78 94,9	0,23 0,09 - 0,30 63,8	9	x r s%	4,66 1,95 - 6,70 38,1	0,23 0,09 - 0,33 42,6
Februar	1	x r s%	0,15 -- --	0,16 -- --	3	x r s%	5,31 3,17 - 6,79 32,8	0,57 0,23 - 1,23 85,8	9	x r s%	1,66 0,66 - 3,13 48,2	0,99 0,36 - 1,78 50,2
März	1	x r s%	0,25 -- --	0,19 -- --	3	x r s%	7,62 4,33 - 9,70 37,5	0,32 0,16 - 0,58 65,1	9	x r s%	2,53 1,29 - 3,78 39,0	0,72 0,40 - 0,98 30,7
April	1	x r s%	5,76 -- --	4,18 -- --	3	x r s%	3,79 3,10 - 4,70 25,3	0,20 0,15 - 0,22 16,5	9	x r s%	2,81 1,13 - 5,34 64,0	1,17 0,50 - 1,69 41,4
Mai	1	x r s%	0,59 -- --	0,72 -- --	3	x r s%	5,04 3,36 - 6,23 31,8	0,25 0,21 - 0,24 6,8	9	x r s%	5,59 1,54 - 12,07 88,2	2,38 0,81 - 3,19 49,3
Juni	1	x r s%	0,20 -- --	0,18 -- --	3	x r s%	5,02 4,09 - 5,56 15,6	0,26 0,15 - 0,41 53,7	9	x r s%	2,75 1,04 - 4,98 55,8	0,91 0,43 - 1,14 33,7
Mittelwert	12	x r s%	0,68 0,14 - 5,76 204,1	0,59 0,03 - 4,18 193,8	36	x r s%	5,51 2,19 - 41,78 123,3	0,40 0,05 - 1,97 95,2	108	x r s%	3,15 0,66 - 12,07 84,8	1,40 0,09 - 4,56 40,0
Summe	1	x r s%	-- -- --	7,09 -- --	3	x r s%	-- -- --	4,79 2,97 - 8,09 60,1	9	x r s%	-- -- --	16,79 7,37 - 23,85 40,0

Tab. A 5: Natrium-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

	Freilandniederschlag			Stammabfluß			Kronentraufe					
	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹			
Juli	1	x r s%	0,76 -- --	0,77 -- --	3	x r s%	1,00 0,90 - 1,08 9,3	0,06 0,05 - 0,09 32,2	9	x r s%	2,13 1,14 - 4,03 54,0	0,94 0,56 - 1,06 21,5
August	1	x r s%	0,21 -- --	0,33 -- --	3	x r s%	0,65 0,54 - 0,72 14,5	0,09 0,05 - 0,14 50,5	9	x r s%	0,84 0,62 - 1,30 30,9	0,72 0,52 - 0,80 14,4
September	1	x r s%	1,21 -- --	0,70 -- --	3	x r s%	2,07 1,82 - 2,48 18,3	0,06 0,04 - 0,08 29,7	9	x r s%	3,83 2,42 - 5,02 28,9	0,85 0,59 - 1,42 31,9
Oktober	1	x r s%	0,78 -- --	1,00 -- --	3	x r s%	1,46 1,06 - 2,17 47,1	0,18 0,13 - 0,20 21,6	9	x r s%	1,96 1,23 - 3,07 30,7	1,44 0,97 - 2,27 34,5
November	1	x r s%	1,02 -- --	0,94 -- --	3	x r s%	4,60 3,29 - 5,78 27,5	0,66 0,38 - 1,19 69,9	9	x r s%	2,39 1,78 - 3,26 22,1	1,82 1,32 - 2,18 17,6
Dezember	1	x r s%	0,55 -- --	0,19 -- --	3	x r s%	3,26 1,81 - 5,29 73,6	0,15 0,07 - 0,17 45,3	9	x r s%	1,83 1,16 - 3,19 42,0	0,40 0,24 - 0,63 35,4
Januar	1	x r s%	2,31 -- --	0,17 -- --	3	x r s%	7,65 3,68 - 11,15 55,7	0,07 0,03 - 0,12 75,3	9	x r s%	5,71 4,18 - 7,02 19,8	0,28 0,18 - 0,37 22,8
Februar	1	x r s%	0,68 -- --	0,70 -- --	3	x r s%	3,94 3,57 - 4,24 8,6	0,42 0,26 - 0,77 66,5	9	x r s%	2,38 1,82 - 3,39 21,2	1,42 1,00 - 2,39 33,9
März	1	x r s%	1,14 -- --	0,86 -- --	3	x r s%	6,30 4,98 - 8,96 33,8	0,26 0,18 - 0,34 31,5	9	x r s%	5,07 3,69 - 6,68 19,7	1,44 1,08 - 1,83 19,0
April	1	x r s%	3,72 -- --	2,70 -- --	3	x r s%	2,63 2,33 - 3,11 16,4	0,14 0,12 - 0,14 9,2	9	x r s%	3,97 1,94 - 5,82 42,5	1,66 0,79 - 2,37 36,8
Mai	1	x r s%	0,61 -- --	0,75 -- --	3	x r s%	1,25 0,90 - 1,84 45,1	0,06 0,04 - 0,08 35,8	9	x r s%	1,64 0,73 - 2,99 58,2	0,70 0,39 - 0,79 25,2
Juni	1	x r s%	0,30 -- --	0,27 -- --	3	x r s%	1,33 0,61 - 2,48 65,3	0,07 0,02 - 0,20 118,6	9	x r s%	0,84 0,59 - 1,14 24,7	0,28 0,24 - 0,31 9,5
Mittelwert	12	x r s%	0,90 0,21 - 3,72 89,1	0,78 0,17 - 2,70 86,1	36	x r s%	2,58 0,54 - 11,15 99,8	0,19 0,02 - 1,19 122,9	108	x r s%	2,16 0,59 - 7,02 80,2	1,00 0,18 - 2,39 21,6
Summe	1	x r s%	-- -- --	9,36 -- --	3	x r s%	-- -- --	2,24 1,54 - 3,47 50,4	9	x r s%	-- -- --	11,94 8,27 - 15,21 21,6

Tab. A 6: Magnesium-Konzentrationen u. –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

		Freilandniederschlag		Stammabfluß		Kronentraufe			
		n	mg · l ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	kg · ha ⁻¹
Juli	1	x	0,17	3	x	0,27	0,02	1,02	0,45
		r	--		r	0,19 - 0,37	0,01 - 0,03	0,43 - 2,00	0,21 - 0,60
		s%	--		s%	31,5	63,7	67,8	34,0
August	1	x	0,06	3	x	0,29	0,04	0,52	0,44
		r	--		r	0,17 - 0,35	0,01 - 0,07	0,26 - 0,86	0,27 - 0,56
		s%	--		s%	33,7	64,7	48,8	26,5
September	1	x	0,34	3	x	0,67	0,02	1,40	0,31
		r	--		r	0,58 -	0,01 -	0,91 -	0,22 -
		s%	--		s%	0,82	0,04	2,08	0,41
Oktober	1	x	0,18	3	x	0,25	0,03	0,95	0,70
		r	--		r	0,23 -	0,02 -	0,73 -	0,41 -
		s%	--		s%	0,27	0,04	1,29	0,96
November	1	x	0,20	3	x	0,93	0,13	0,62	0,47
		r	--		r	0,67 - 1,10	0,07 - 0,25	0,39 - 0,99	0,33 - 0,66
		s%	--		s%	25,0	75,4	32,2	24,6
Dezember	1	x	0,13	3	x	0,44	0,02	0,40	0,09
		r	--		r	0,27 - 0,65	0,01 - 0,04	0,20 - 0,72	0,04 - 0,14
		s%	--		s%	48,1	84,3	50,6	50,8
Januar	1	x	0,39	3	x	4,43	0,04	1,57	0,08
		r	--		r	2,19 - 7,50	0,02 - 0,05	0,91 - 2,55	0,04 - 0,12
		s%	--		s%	79,5	52,7	36,4	35,2
Februar	1	x	0,14	3	x	0,60	0,06	0,45	0,27
		r	--		r	0,50 - 0,68	0,04 - 0,12	0,33 - 0,75	0,19 - 0,53
		s%	--		s%	15,2	70,9	29,1	40,7
März	1	x	0,30	3	x	0,82	0,03	1,06	0,30
		r	--		r	0,49 - 1,16	0,02 - 0,06	0,78 - 1,27	0,23 - 0,41
		s%	--		s%	39,6	54,7	18,8	21,2
April	1	x	0,60	3	x	0,33	0,02	0,84	0,35
		r	--		r	0,30 - 0,36	0,01 - 0,02	0,45 - 1,24	0,19 - 0,51
		s%	--		s%	8,4	23,4	39,7	33,3
Mai	1	x	0,19	3	x	0,39	0,02	1,17	0,50
		r	--		r	0,30 - 0,56	0,01 - 0,02	0,47 - 2,00	0,25 - 0,71
		s%	--		s%	37,6	28,9	58,8	33,7
Juni	1	x	0,09	3	x	0,34	0,02	0,69	0,23
		r	--		r	0,28 - 0,38	0,01 - 0,03	0,36 - 1,08	0,14 - 0,30
		s%	--		s%	15,2	54,9	42,1	23,7
Mittelwert	12	x	0,20	36	x	0,53	0,04	0,78	0,35
		r	0,06 - 0,60		r	0,17 - 7,50	0,01 - 0,25	0,20 - 2,55	0,04 - 0,96
		s%	65,2		s%	246,3	115,1	67,4	22,9
Summe	1	x	--	3	x	--	0,46	--	4,18
		r	--		r	--	0,27 - 0,77	--	2,83 - 5,69
		s%	--		s%	--	57,8	--	22,9

Tab. A 7: Calcium-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

		Freilandniederschlag		Stammabfluß		Kronentraufe			
		n	mg · l ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	kg · ha ⁻¹
Juli	1	x	1,04	3	x	1,07	0,07	4,88	2,15
		r	--		r	0,71 - 1,52	0,03 - 0,13	2,10 - 11,08	1,03 - 3,43
		v	--		v	35,8	68,1	83,7	41,7
August	1	x	0,46	3	x	1,18	0,17	2,82	2,41
		r	--		r	0,59 - 1,49	0,05 - 0,30	1,20 - 6,12	1,24 - 3,74
		v	--		v	39,1	67,7	70,7	42,8
September	1	x	1,69	3	x	2,51	0,08	5,39	1,20
		r	--		r	1,71 - 3,72	0,03 - 0,16	2,76 - 9,95	0,77 - 1,48
		v	--		v	38,5	78,0	48,0	25,2
Oktober	1	x	0,75	3	x	0,88	0,11	2,93	2,15
		r	--		r	0,80 - 1,03	0,06 - 0,20	1,90 - 4,33	1,46 - 2,48
		v	--		v	13,7	59,7	31,7	18,1
November	1	x	0,50	3	x	3,15	0,45	1,45	1,11
		r	--		r	2,04 - 4,75	0,18 - 1,15	0,87 - 2,28	0,74 - 1,34
		v	--		v	38,4	102,6	34,8	21,4
Dezember	1	x	0,39	3	x	1,33	0,06	0,90	0,19
		r	--		r	0,90 - 1,58	0,02 - 0,15	0,49 - 1,72	0,09 - 0,43
		v	--		v	25,9	105,6	40,0	53,8
Januar	1	x	1,93	3	x	17,36	0,17	5,53	0,28
		r	--		r	11,68 - 21,43	0,06 - 0,28	4,30 - 8,38	0,18 - 0,39
		v	--		v	30,8	71,2	22,5	23,5
Februar	1	x	1,14	3	x	2,19	0,23	1,32	0,79
		r	--		r	1,67 - 3,12	0,11 - 0,56	1,02 - 2,07	0,54 - 1,20
		v	--		v	32,0	94,8	25,6	25,1
März	1	x	2,19	3	x	2,75	0,11	3,81	1,08
		r	--		r	1,35 - 3,67	0,05 - 0,22	3,25 - 4,49	0,89 - 1,33
		v	--		v	44,5	70,0	12,6	14,4
April	1	x	1,89	3	x	0,83	0,04	2,39	1,00
		r	--		r	0,47 - 1,20	0,02 - 0,06	1,52 - 3,83	0,69 - 1,30
		v	--		v	43,3	41,1	35,5	20,2
Mai	1	x	0,72	3	x	0,89	0,04	2,61	1,11
		r	--		r	0,68 - 1,25	0,03 - 0,06	1,32 - 4,20	0,70 - 1,32
		v	--		v	35,0	31,7	48,4	20,1
Juni	1	x	0,44	3	x	0,93	0,05	2,70	0,90
		r	--		r	0,74 - 1,00	0,02 - 0,08	1,62 - 4,31	0,64 - 1,00
		v	--		v	15,1	57,5	33,1	14,2
Mittelwert	12	x	0,95	36	x	1,83	0,13	2,69	1,20
		r	0,39 - 2,19		r	0,47 - 21,43	0,02 - 1,15	0,49 - 11,08	0,09 - 3,74
		v	60,6		v	233,3	139,4	82,6	21,7
Summe	1	x	--	3	x	--	1,60	--	14,36
		r	--		r	--	0,74 - 3,33	--	9,29 - 17,29
		v	--		v	--	79,3	--	21,7

Tab. A 10: NH_4 -N-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

	Freilandniederschlag			Stammabfluß			Kronentraufe		
	n	x mg · l ⁻¹	r kg · ha ⁻¹	n	x mg · l ⁻¹	r kg · ha ⁻¹	n	x mg · l ⁻¹	r kg · ha ⁻¹
Juli	1	x r s%	1,51 -- --	3	x r s%	2,61 2,25 - 3,20 20,2	9	x r s%	7,86 3,26 - 18,88 93,8
August	1	x r s%	1,59 -- --	3	x r s%	2,14 1,62 - 3,00 34,7	9	x r s%	2,70 1,46 - 6,94 71,7
September	1	x r s%	2,24 -- --	3	x r s%	3,14 2,93 - 3,48 9,5	9	x r s%	4,10 2,26 - 6,76 42,1
Oktober	1	x r s%	0,80 -- --	3	x r s%	1,19 0,91 - 1,48 24,8	9	x r s%	1,76 1,21 - 2,48 26,5
November	1	x r s%	0,14 -- --	3	x r s%	3,35 3,19 - 3,59 5,9	9	x r s%	2,34 1,91 - 2,59 10,0
Dezember	1	x r s%	1,01 -- --	3	x r s%	1,29 0,91 - 1,80 41,2	9	x r s%	3,11 2,36 - 4,10 16,6
Januar	1	x r s%	10,13 -- --	3	x r s%	17,73 10,87 - 26,41 40,8	9	x r s%	12,92 8,32 - 17,87 23,6
Februar	1	x r s%	0,99 -- --	3	x r s%	5,63 3,82 - 7,55 29,6	9	x r s%	2,75 1,89 - 4,48 32,9
März	1	x r s%	2,49 -- --	3	x r s%	10,70 9,38 - 11,81 11,3	9	x r s%	8,93 5,97 - 12,70 26,1
April	1	x r s%	9,25 -- --	3	x r s%	8,28 3,66 - 19,62 89,7	9	x r s%	4,92 3,22 - 9,00 42,8
Mai	1	x r s%	0,81 -- --	3	x r s%	2,59 2,42 - 2,82 7,5	9	x r s%	1,65 0,53 - 2,67 42,1
Juni	1	x r s%	0,39 -- --	3	x r s%	2,45 2,04 - 3,05 22,0	9	x r s%	1,58 0,94 - 1,91 21,3
Mittelwert	12	x r s%	1,78 0,14 - 10,13 129,5	36	x r s%	3,66 0,91 - 26,41 147,1	108	x r s%	3,47 0,53 - 18,88 124,9
Summe	1	x r s%	-- -- --	3	x r s%	-- -- --	9	x r s%	-- -- --

Tab. A 11: NO_3 -N-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

	Freilandniederschlag			Stammabfluß			Kronentraufe		
	n	x mg · l ⁻¹	r kg · ha ⁻¹	n	x mg · l ⁻¹	r kg · ha ⁻¹	n	x mg · l ⁻¹	r kg · ha ⁻¹
Juli	1	x r s%	1,75 -- --	3	x r s%	4,12 3,94 - 4,30 4,4	9	x r s%	6,40 4,33 - 10,03 31,8
August	1	x r s%	1,35 -- --	3	x r s%	4,04 3,93 - 4,14 2,8	9	x r s%	5,20 3,90 - 7,35 23,4
September	1	x r s%	3,12 -- --	3	x r s%	4,66 4,09 - 5,67 18,1	9	x r s%	6,27 3,87 - 10,21 34,4
Oktober	1	x r s%	2,40 -- --	3	x r s%	2,39 2,26 - 2,53 5,7	9	x r s%	3,19 2,28 - 4,33 23,7
November	1	x r s%	0,14 -- --	3	x r s%	2,74 2,40 - 3,01 12,1	9	x r s%	2,76 2,09 - 3,53 15,2
Dezember	1	x r s%	1,78 -- --	3	x r s%	2,53 2,28 - 2,81 10,0	9	x r s%	4,12 2,51 - 5,38 24,3
Januar	1	x r s%	0,33 -- --	3	x r s%	15,75 9,85 - 19,58 33,0	9	x r s%	10,29 6,44 - 13,78 22,9
Februar	1	x r s%	2,67 -- --	3	x r s%	3,51 2,95 - 4,56 23,5	9	x r s%	3,64 3,04 - 4,40 11,1
März	1	x r s%	2,21 -- --	3	x r s%	5,54 4,88 - 6,09 11,7	9	x r s%	5,11 3,58 - 6,64 22,7
April	1	x r s%	1,76 -- --	3	x r s%	4,17 2,67 - 7,38 52,4	9	x r s%	3,94 1,67 - 7,15 44,4
Mai	1	x r s%	2,10 -- --	3	x r s%	3,30 2,99 - 3,64 10,3	9	x r s%	4,02 1,44 - 7,16 50,2
Juni	1	x r s%	1,80 -- --	3	x r s%	3,37 2,79 - 4,15 21,7	9	x r s%	3,73 2,63 - 4,71 22,1
Mittelwert	12	x r s%	1,87 0,14 - 3,12 48,5	36	x r s%	3,59 2,26 - 19,58 103,1	108	x r s%	4,26 1,44 - 13,78 58,7
Summe	1	x r s%	-- -- --	3	x r s%	-- -- --	9	x r s%	-- -- --

Tab. A 12: Cl-Konzentrationen u. –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

	Freilandniederschlag			Stammabfluß			Kronentraufe					
	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹			
Juli	1	x r s%	2,89 -- --	2,92 -- --	3	x r s%	2,63 2,46 - 2,69 5,0	0,17 0,11 - 0,23 36,2	9	x r s%	6,21 3,49 - 11,01 50,5	2,73 1,72 - 3,14 20,3
August	1	x r s%	2,33 -- --	3,64 -- --	3	x r s%	3,05 2,52 - 3,50 15,5	0,44 0,21 - 0,72 55,1	9	x r s%	2,21 1,69 - 2,78 21,2	1,89 1,53 - 2,25 12,2
September	1	x r s%	1,91 -- --	1,11 -- --	3	x r s%	7,30 5,70 - 9,50 29,2	0,23 0,16 - 0,25 20,6	9	x r s%	11,24 6,65 - 15,85 30,6	2,50 1,52 - 4,03 32,8
Oktober	1	x r s%	1,82 -- --	2,31 -- --	3	x r s%	5,07 3,78 - 6,92 35,2	0,64 0,52 - 0,72 18,8	9	x r s%	7,45 4,47 - 11,67 29,3	5,47 3,71 - 8,63 34,1
November	1	x r s%	0,38 -- --	0,35 -- --	3	x r s%	12,99 9,51 - 15,15 23,4	1,86 1,00 - 3,50 74,2	9	x r s%	7,03 5,27 - 9,29 19,4	5,36 4,28 - 6,21 13,2
Dezember	1	x r s%	0,55 -- --	0,19 -- --	3	x r s%	8,40 3,60 - 11,60 96,5	0,38 0,18 - 0,33 29,8	9	x r s%	2,30 0,93 - 5,31 74,3	0,50 0,23 - 1,05 64,0
Januar	1	x r s%	4,93 -- --	0,36 -- --	3	x r s%	19,80 12,60 - 23,40 32,3	0,19 0,07 - 0,35 78,5	9	x r s%	15,70 9,74 - 20,06 23,4	0,78 0,41 - 1,06 29,0
Februar	1	x r s%	1,46 -- --	1,52 -- --	3	x r s%	9,29 8,95 - 10,01 6,3	1,00 0,60 - 1,81 66,5	9	x r s%	5,48 3,95 - 8,63 26,3	3,27 2,38 - 6,08 39,3
März	1	x r s%	2,57 -- --	1,92 -- --	3	x r s%	13,20 12,39 - 14,66 8,4	0,55 0,43 - 0,81 38,4	9	x r s%	12,52 8,85 - 16,31 20,3	3,55 2,55 - 4,46 19,5
April	1	x r s%	8,83 -- --	6,40 -- --	3	x r s%	7,13 5,99 - 8,49 17,5	0,38 0,30 - 0,49 24,1	9	x r s%	9,01 3,24 - 14,88 56,5	3,76 1,32 - 5,57 46,1
Mai	1	x r s%	0,55 -- --	0,68 -- --	3	x r s%	2,83 2,71 - 3,06 6,8	0,14 0,10 - 0,19 32,4	9	x r s%	2,47 0,93 - 5,83 74,6	1,05 0,49 - 1,54 40,3
Juni	1	x r s%	0,65 -- --	0,58 -- --	3	x r s%	3,32 3,21 - 3,37 2,5	0,17 0,09 - 0,25 47,5	9	x r s%	1,40 0,85 - 2,12 31,3	0,47 0,34 - 0,59 21,4
Mittelwert	12	x r s%	2,12 0,38 - 8,83 99,7	1,83 0,19 - 6,40 98,9	36	x r s%	7,07 2,46 - 23,40 80,7	0,51 0,07 - 3,50 123,6	108	x r s%	5,87 0,85 - 20,06 87,6	2,61 0,23 - 8,63 22,7
Summe	1	x r s%	-- -- --	21,99 -- --	3	x r s%	-- -- --	6,15 3,91 - 9,47 --	9	x r s%	-- -- --	31,33 21,94 - 41,05 --

Tab. A 13: SO₄-S-Konzentrationen und –Einträge von Freilandniederschlag, Stammabfluß und Kronentraufe

(n: Anzahl der Proben; x: Mittelwert; r: Range aller Meßreihen; s%: Variationskoeffizient)

	Freilandniederschlag			Stammabfluß			Kronentraufe					
	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹	n	mg · l ⁻¹	kg · ha ⁻¹			
Juli	1	x r s%	0,85 -- --	0,86 -- --	1	x r s%	5,63 -- --	0,36 -- --	3	x r s%	5,27 3,91 - 7,70 40,6	2,32 1,93 - 3,96 43,8
August	1	x r s%	0,16 -- --	0,25 -- --	1	x r s%	7,35 -- --	1,07 -- --	2	x r s%	2,15 0,82 - 3,52 89,8	1,83 0,85 - 3,44 85,6
September	1	x r s%	1,85 -- --	1,08 -- --	1	x r s%	3,97 -- --	0,12 -- --	2	x r s%	5,10 2,12 - 8,08 81,1	1,13 0,55 - 2,25 85,7
Oktober	1	x r s%	0,24 -- --	0,30 -- --	1	x r s%	4,64 -- --	0,59 -- --	2	x r s%	4,13 2,78 - 5,66 47,6	3,04 2,06 - 4,59 53,8
November	1	x r s%	0,00 -- --	0,00 -- --	1	x r s%	9,86 -- --	1,41 -- --	2	x r s%	3,37 0,46 - 6,26 119,9	2,57 0,37 - 5,30 122,8
Dezember	1	x r s%	0,01 -- --	0,00 -- --	1	x r s%	6,46 -- --	0,29 -- --	2	x r s%	2,61 0,01 - 5,22 141,3	0,57 <0,01 - 0,95 140,9
Januar	1	x r s%	4,38 -- --	0,32 -- --	1	x r s%	66,98 -- --	0,65 -- --	2	x r s%	19,12 18,26 - 19,98 6,4	0,95 0,84 - 0,88 3,1
Februar	1	x r s%	0,01 -- --	0,01 -- --	1	x r s%	12,86 -- --	1,38 -- --	2	x r s%	2,54 1,41 - 3,68 59,6	1,52 0,62 - 2,10 77,0
März	1	x r s%	4,33 -- --	3,24 -- --	1	x r s%	29,21 -- --	1,22 -- --	2	x r s%	10,96 9,05 - 12,47 22,4	3,11 2,61 - 3,94 28,9
April	1	x r s%	3,90 -- --	2,83 -- --	1	x r s%	19,10 -- --	1,01 -- --	2	x r s%	3,65 2,67 - 4,58 36,7	1,52 1,09 - 2,09 44,4
Mai	1	x r s%	3,56 -- --	4,36 -- --	1	x r s%	8,56 -- --	0,43 -- --	3	x r s%	3,38 1,16 - 10,07 91,8	1,44 0,61 - 5,13 88,4
Juni	1	x r s%	1,47 -- --	1,31 -- --	1	x r s%	6,32 -- --	0,33 -- --	3	x r s%	2,86 1,11 - 5,27 83,0	0,95 0,46 - 1,90 73,0
Mittelwert	12	x r s%	1,40 0,00 - 4,38 105,0	1,21 0,00 - 4,36 121,0	12	x r s%	10,18 3,97 - 66,98 175,6	0,74 0,12 - 1,41 57,1	27	x r s%	3,93 0,01 - 19,98 167,1	1,75 <0,01 - 5,30 68,1
Summe	1	x r s%	-- -- --	14,57 -- --	1	x r s%	-- -- --	8,85 -- --	3	x r s%	-- -- --	20,95 8,96 - 30,62 63,9

Tab. A 14: Deskriptive Statistik der Elementkonzentrationen im Freilandniederschlag

	Mittelwert	Standardabweichung	n
H ⁺	1,6250E-02	1,5459E-02	24
K	0,7892	1,6936	23
Na	1,0988	1,2055	23
Mg	0,2376	0,1956	23
Ca	1,2025	1,1820	23
Mn	3,565E-03	1,667E-02	23
N _{min}	4,2990	3,1991	21
NH ₄ -N	2,3432	3,3283	21
NO ₃ -N	1,9558	1,0452	21
Cl	2,4155	2,5531	21
SO ₄	1,6212	1,7792	21

Tab. A 15: Korrelationsmatrix der Elementkonzentrationen im Freilandniederschlag

		H ⁺	K	Na	Mg	Ca	Mn	N _{min}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Cl	SO ₄
Korrelation nach PEARSON	H ⁺	1,000	-0,060	-0,202	-0,263	-0,459*	-0,230	-0,275	-0,233	-0,100	-0,243	-0,179
	K	-0,060	1,000	0,873**	0,798**	0,412	0,162	0,796**	0,783**	-0,057	0,901**	0,468*
	Na	-0,202	0,873**	1,000	0,963**	0,680**	0,380	0,900**	0,917**	-0,167	0,943**	0,567**
	Mg	-0,263	0,798**	0,963**	1,000	0,819**	0,536**	0,912**	0,888**	-0,036	0,902**	0,655**
	Ca	-0,459*	0,412	0,680**	0,819**	1,000	0,812**	0,729**	0,639**	0,197	0,656**	0,619**
	Mn	-0,230	0,162	0,380	0,536**	0,812**	1,000	-0,183	-0,075	-0,321	0,061	-0,052
	N _{min}	-0,275	0,796**	0,900**	0,912**	0,729**	-0,183	1,000	0,949**	0,037	0,881**	0,578**
	NH ₄ -N	-0,233	0,783**	0,917**	0,888**	0,639**	-0,075	0,949**	1,000	-0,278	0,905**	0,620**
	NO ₃ -N	-0,100	-0,057	-0,167	-0,036	0,197	-0,321	0,037	-0,278	1,000	-0,185	-0,204
	Cl	-0,243	0,901**	0,943**	0,902**	0,656**	0,061	0,881**	0,905**	-0,185	1,000	0,490*
SO ₄	-0,179	0,468*	0,567**	0,655**	0,619**	-0,052	0,578**	0,620**	-0,204	0,490*	1,000	
Signifikanz (2-seitig)	H ⁺	,	0,787	0,356	0,226	0,028	0,291	0,227	0,308	0,667	0,289	0,437
	K	0,787	,	0,000	0,000	0,051	0,460	0,000	0,000	0,808	0,000	0,033
	Na	0,356	0,000	,	0,000	0,000	0,073	0,000	0,000	0,470	0,000	0,007
	Mg	0,226	0,000	0,000	,	0,000	0,008	0,000	0,000	0,876	0,000	0,001
	Ca	0,028	0,051	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,002	0,393	0,001	0,003
	Mn	0,291	0,460	0,073	0,008	0,000	,	0,428	0,747	0,157	0,793	0,822
	N _{min}	0,227	0,000	0,000	0,000	0,000	0,428	,	0,000	0,873	0,000	0,006
	NH ₄ -N	0,308	0,000	0,000	0,000	0,002	0,747	0,000	,	0,222	0,000	0,003
	NO ₃ -N	0,667	0,808	0,470	0,876	0,393	0,157	0,873	0,222	,	0,422	0,375
	Cl	0,289	0,000	0,000	0,000	0,001	0,793	0,000	0,000	0,422	,	0,024
SO ₄	0,437	0,033	0,007	0,001	0,003	0,822	0,006	0,003	0,375	0,024	,	
N	H ⁺	24	23	23	23	23	23	21	21	21	21	21
	K	23	23	23	23	23	23	21	21	21	21	21
	Na	23	23	23	23	23	23	21	21	21	21	21
	Mg	23	23	23	23	23	23	21	21	21	21	21
	Ca	23	23	23	23	23	23	21	21	21	21	21
	Mn	23	23	23	23	23	23	21	21	21	21	21
	N _{min}	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
	NH ₄ -N	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
	NO ₃ -N	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
	Cl	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
SO ₄	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Tab. A 16: Deskriptive Statistik der Elementkonzentrationen im Stammabfluß

	Mittelwert	Standardabweichung	n
H ⁺	1,1991E-02	2,0424E-02	111
K	6,3400	4,7381	116
Na	2,7231	3,8822	116
Mg	,5965	,8098	116
Ca	2,0844	2,9910	116
Mn	5,645E-02	,1234	116
N _{min}	8,7712	7,2962	116
NH ₄ -N	4,4699	5,0194	116
NO ₃ -N	4,3013	2,6685	116
Cl	6,9416	7,7181	114
SO ₄	12,0521	14,6850	42

Tab. A 17: Korrelationsmatrix der Elementkonzentrationen im Stammabfluß

		H ⁺	K	Na	Mg	Ca	Mn	N _{min}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Cl	SO ₄
Korrelation nach PEARSON	H ⁺	1,000	0,648**	0,303**	0,836**	0,816**	0,673**	0,521**	0,420**	0,634**	0,345**	0,543**
	K	0,648**	1,000	0,495**	0,899**	0,829**	0,671**	0,653**	0,536**	0,779**	0,478**	0,544**
	Na	0,303**	0,495**	1,000	0,431**	0,580**	0,387**	0,716**	0,774**	0,502**	0,950**	0,518**
	Mg	0,836**	0,899**	0,431**	1,000	0,901**	0,739**	0,629**	0,503**	0,774**	0,449**	0,682**
	Ca	0,816**	0,829**	0,580**	0,901**	1,000	0,817**	0,791**	0,690**	0,866**	0,605**	0,669**
	Mn	0,673**	0,671**	0,387**	0,739**	0,817**	1,000	0,654**	0,567**	0,723**	0,441**	0,644**
	N _{min}	0,521**	0,653**	0,716**	0,629**	0,791**	0,654**	1,000	0,974**	0,903**	0,713**	0,863**
	NH ₄ -N	0,420**	0,536**	0,774**	0,503**	0,690**	0,567**	0,974**	1,000	0,781**	0,767**	0,866**
	NO ₃ -N	0,634**	0,779**	0,502**	0,774**	0,866**	0,723**	0,903**	0,781**	1,000	0,508**	0,681**
	Cl	0,345**	0,478**	0,950**	0,449**	0,605**	0,441**	0,713**	0,767**	0,508**	1,000	0,473**
SO ₄	0,543**	0,544**	0,518**	0,682**	0,669**	0,644**	0,863**	0,866**	0,681**	0,473**	1,000	
Signifikanz (2-seitig)	H ⁺	,	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	K	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Na	0,001	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
	Mg	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Ca	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Mn	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	N _{min}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000
	NH ₄ -N	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000
	NO ₃ -N	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000
	Cl	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,002
SO ₄	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	,	
N	H ⁺	111	111	111	111	111	111	111	111	111	111	39
	K	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	Na	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	Mg	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	Ca	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	Mn	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	N _{min}	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	NH ₄ -N	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	NO ₃ -N	111	116	116	116	116	116	116	116	116	111	41
	Cl	111	111	111	111	111	111	111	111	111	114	40
SO ₄	39	41	41	41	41	41	41	41	41	40	42	

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Tab. A 18: Deskriptive Statistik der Elementkonzentrationen im Kronentraufe

	Mittelwert	Standardabweichung	n
H ⁺	6,1208E-03	1,2734E-02	207
K	3,3820	2,4978	207
Na	2,7547	1,9226	207
Mg	,9014	,5487	207
Ca	3,0716	2,1852	207
Mn	6,734E-02	8,761E-02	207
N _{min}	9,5240	6,6081	207
NH ₄ -N	4,6302	4,5124	207
NO ₃ -N	4,8938	2,6146	207
Cl	7,0546	5,6864	207
SO ₄	5,5293	5,1061	51

Tab. A 19: Korrelationsmatrix der Elementkonzentrationen in der Kronentraufe

		H ⁺	K	Na	Mg	Ca	Mn	N _{min}	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Cl	SO ₄
Korrelation nach PEARSON	H ⁺	1,000	-0,029	0,249**	0,084	0,077	0,259**	0,380**	0,342**	0,371**	0,224**	0,539**
	K	-0,029	1,000	0,366**	0,805**	0,735**	0,402**	0,490**	0,401**	0,547**	0,379**	0,429**
	Na	0,249**	0,366**	1,000	0,662**	0,477**	0,334**	0,651**	0,655**	0,514**	0,957**	0,655**
	Mg	0,084	0,805**	0,662**	1,000	0,801**	0,433**	0,624**	0,559**	0,613**	0,672**	0,577**
	Ca	0,077	0,735**	0,477**	0,801**	1,000	0,455**	0,777**	0,718**	0,725**	0,513**	0,784**
	Mn	0,259**	0,402**	0,334**	0,433**	0,455**	1,000	0,387**	0,318**	0,430**	0,362**	0,493**
	N _{min}	0,380**	0,490**	0,651**	0,624**	0,777**	0,387**	1,000	0,959**	0,872**	0,629**	0,814**
	NH ₄ -N	0,342**	0,401**	0,655**	0,559**	0,718**	0,318**	0,959**	1,000	0,698**	0,626**	0,842**
	NO ₃ -N	0,371**	0,547**	0,514**	0,613**	0,725**	0,430**	0,872**	0,698**	1,000	0,511**	0,579**
	Cl	0,224**	0,379**	0,957**	0,672**	0,513**	0,362**	0,629**	0,626**	0,511**	1,000	0,542**
SO ₄	0,539**	0,429**	0,655**	0,577**	0,784**	0,493**	0,814**	0,842**	0,579**	0,542**	1,000	
Signifikanz (2-seitig)	H ⁺	,	0,682	0,000	0,228	0,271	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000
	K	0,682	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002
	Na	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Mg	0,228	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Ca	0,271	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Mn	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	N _{min}	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000
	NH ₄ -N	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000
	NO ₃ -N	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000
	Cl	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000
SO ₄	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	
N	H ⁺	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	K	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	Na	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	Mg	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	Ca	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	Mn	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	N _{min}	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	NH ₄ -N	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	NO ₃ -N	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
	Cl	207	207	207	207	207	207	207	207	207	207	51
SO ₄	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	51	

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

Tab. A 20: Monats- und Jahres-Depositionsraten für H^+ -Ionen

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID_{par} , ID_{gas} , ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID_{oar}	ID_{oas}	ID $g \cdot ha^{-1}$	GD	Q	KDD	BD
Juli	5,0	2,5	28,7	31,2	36,2	-35,5	-4,3	0,7
August	7,0	3,6	52,4	56,0	63,0	-61,7	-5,7	1,3
September	1,2	0,6	-7,8	-7,2	-6,0	6,1	-1,1	0,1
Oktober	28,5	14,6	66,1	80,7	109,2	-108,3	-27,6	0,9
November	23,5	12,1	82,9	95,0	118,5	-110,9	-15,9	7,6
Dezember	10,2	5,2	17,8	23,0	33,2	-30,4	-7,4	2,8
Januar	0,3	0,1	23,2	23,4	23,6	-22,3	1,0	1,3
Februar	0,8	0,4	60,0	60,4	61,1	-57,8	2,5	3,3
März	1,8	0,9	-12,0	-11,1	-9,4	9,5	-1,6	0,2
April	7,3	3,8	-36,4	-32,7	-25,3	26,0	-6,7	0,6
Mai	16,8	8,6	-98,6	-90,0	-73,2	73,4	-16,6	0,2
Juni	22,9	11,8	-14,6	-2,8	20,1	-19,5	-22,4	0,5
Mittelwert	10,7	5,5	18,0	23,5	34,2	-32,5	-9,0	1,7
Summe *)	128,6	65,9	216,0	281,9	410,5	-389,9	-108,0	20,6

Tab. A 21: Monats- und Jahres-Depositionsraten für Kalium

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD $kg \cdot ha^{-1}$	Q	KDD	BN
Juli	0,46	0,24	0,70	1,56	1,80	2,26
August	0,33	0,17	0,50	2,31	2,48	2,81
September	0,35	0,18	0,54	0,88	1,06	1,41
Oktober	0,26	0,14	0,40	2,98	3,12	3,38
November	0,13	0,07	0,20	2,70	2,76	2,89
Dezember	0,08	0,04	0,13	0,46	0,50	0,58
Januar	0,03	0,02	0,05	0,41	0,42	0,45
Februar	0,16	0,08	0,24	1,32	1,40	1,56
März	0,19	0,10	0,28	0,75	0,85	1,04
April	4,18	2,14	6,32	-4,95	-2,81	1,37
Mai	0,72	0,37	1,09	1,54	1,91	2,63
Juni	0,18	0,09	0,27	0,90	1,00	1,18
Mittelwert	0,26	0,14	0,40	1,44	1,57	1,83
Summe *)	3,18	1,63	4,81	17,25	18,87	22,05

Tab. A 22 Monats- und Jahres-Depositionsraten für Natrium

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD $kg \cdot ha^{-1}$	Q	KDD	BN
Juli	0,77	0,23	1,00	0,00	0,23	1,00
August	0,33	0,48	0,81	0,00	0,48	0,81
September	0,70	0,21	0,91	0,00	0,21	0,91
Oktober	1,00	0,63	1,63	0,00	0,63	1,63
November	0,94	1,54	2,48	0,00	1,54	2,48
Dezember	0,19	0,36	0,54	0,00	0,36	0,55
Januar	0,17	0,19	0,36	0,00	0,19	0,36
Februar	0,70	1,14	1,84	0,00	1,14	1,84
März	0,86	0,84	1,70	0,00	0,84	1,70
April	2,70	-0,90	1,80	0,00	-0,90	1,80
Mai	0,75	0,01	0,76	0,00	0,01	0,76
Juni	0,27	0,08	0,35	0,00	0,08	0,35
Mittelwert	0,61	0,52	1,13	0,00	0,52	1,13
Summe *)	7,27	6,25	13,51	0,00	6,25	13,52

Tab. A 23: Monats- und Jahres-Depositionsraten für Magnesium

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD $kg \cdot ha^{-1}$	Q	KDD	BN
Juli	0,17	0,09	0,26	0,20	0,29	0,46
August	0,10	0,05	0,15	0,34	0,39	0,49
September	0,20	0,10	0,30	0,03	0,13	0,33
Oktober	0,23	0,12	0,35	0,38	0,50	0,73
November	0,18	0,09	0,27	0,33	0,42	0,6
Dezember	0,04	0,02	0,07	0,04	0,06	0,1
Januar	0,03	0,01	0,04	0,08	0,09	0,12
Februar	0,15	0,07	0,22	0,11	0,19	0,34
März	0,23	0,12	0,34	-0,01	0,11	0,34
April	0,44	0,22	0,66	-0,29	-0,07	0,37
Mai	0,23	0,12	0,35	0,17	0,29	0,52
Juni	0,08	0,04	0,13	0,12	0,16	0,24
Mittelwert	0,15	0,08	0,23	0,16	0,24	0,39
Summe *)	1,79	0,92	2,71	1,95	2,87	4,66

Tab. A 24: Monats- und Jahres-Depositionsraten für Calcium

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD kg · ha ⁻¹	Q	KDD	BN
Juli	1,06	0,54	1,60	0,62	1,16	2,22
August	0,72	0,37	1,08	1,50	1,86	2,58
September	0,98	0,50	1,48	-0,21	0,29	1,27
Oktober	0,95	0,49	1,44	0,82	1,31	2,26
November	0,45	0,23	0,69	0,87	1,10	1,55
Dezember	0,13	0,07	0,20	0,06	0,12	0,25
Januar	0,14	0,07	0,21	0,23	0,30	0,44
Februar	1,19	0,61	1,79	-0,77	-0,16	1,03
März	1,64	0,84	2,49	-1,29	-0,45	1,19
April	1,37	0,70	2,07	-1,03	-0,33	1,04
Mai	0,88	0,45	1,33	-0,18	0,27	1,15
Juni	0,39	0,20	0,59	0,36	0,56	0,95
Mittelwert	0,78	0,40	1,17	0,18	0,58	1,36
Summe *)	9,30	4,77	14,08	2,19	6,96	16,26

Tab. A 25: Monats- und Jahres-Depositionsraten für Mangan

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD g · ha ⁻¹	Q	KDD	BN
Juli	1,2	0,6	1,7	30,9	31,5	32,7
August	<0,01	<0,01	<0,01	22,9	22,9	22,9
September	3,4	1,7	5,1	16,0	17,7	21,1
Oktober	<0,01	<0,01	<0,01	59,7	59,7	59,7
November	<0,01	<0,01	<0,01	61,2	61,2	61,2
Dezember	<0,01	<0,01	<0,01	8,6	8,6	8,6
Januar	<0,01	<0,01	<0,01	14,5	14,5	14,5
Februar	<0,01	<0,01	<0,01	22,4	22,4	22,4
März	<0,01	<0,01	<0,01	18,2	18,2	18,2
April	<0,01	<0,01	<0,01	21,2	21,2	21,2
Mai	<0,01	<0,01	<0,01	18,4	18,4	18,4
Juni	<0,01	<0,01	<0,01	31,5	31,5	31,5
Mittelwert	0,4	0,2	0,6	27,7	27,9	28,3
Summe *)	4,9	2,5	7,4	331,8	334,4	339,3

Tab. A 26: Monats- und Jahres-Depositionsraten für N_{min}

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD kg · ha ⁻¹	Q	KDD	BN
Juli	3,30	1,00	4,30	2,41	3,41	6,71
August	4,60	6,72	11,33	-3,68	3,04	7,64
September	3,11	0,94	4,06	-1,51	-0,57	2,54
Oktober	4,06	2,58	6,63	-2,55	0,03	4,09
November	0,26	0,43	0,69	4,07	4,50	4,76
Dezember	0,94	1,82	2,76	-1,03	0,80	1,74
Januar	0,76	0,86	1,62	-0,14	0,72	1,48
Februar	3,82	6,18	10,00	-5,21	0,97	4,79
März	3,52	3,46	6,98	-2,32	1,14	4,66
April	7,98	-2,66	5,32	-0,97	-3,63	4,35
Mai	3,57	0,04	3,61	-0,91	-0,86	2,71
Juni	1,95	0,61	2,56	-0,49	0,12	2,07
Mittelwert	2,72	2,24	4,96	-1,03	1,21	3,93
Summe *)	32,60	26,89	59,50	-12,39	14,50	47,1

Tab. A 27: Monats- und Jahres-Depositionsraten für NH₄-N

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtdeposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD kg · ha ⁻¹	Q	KDD	BN
Juli	1,53	0,47	1,99	1,63	2,10	3,63
August	2,49	3,64	6,13	-3,51	0,13	2,62
September	1,30	0,39	1,70	-0,69	-0,30	1,00
Oktober	1,01	0,64	1,65	-0,21	0,43	1,44
November	0,13	0,21	0,34	1,92	2,13	2,26
Dezember	0,34	0,66	1,00	-0,27	0,39	0,73
Januar	0,74	0,83	1,57	-0,76	0,07	0,81
Februar	1,04	1,68	2,71	-0,47	1,21	2,25
März	1,86	1,83	3,69	-0,72	1,12	2,98
April	6,71	-2,23	4,47	-1,98	-4,21	2,50
Mai	0,99	0,01	1,00	-0,17	-0,16	0,83
Juni	0,34	0,11	0,45	0,20	0,31	0,65
Mittelwert	1,07	0,95	2,02	-0,28	0,68	1,75
Summe *)	12,84	11,42	24,26	-3,31	8,11	20,95

Tab. A 28: Monats- und Jahres-Depositionsraten für $\text{NO}_x\text{-N}$

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtd deposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD kg · ha ⁻¹	Q	KDD	BN
Juli	1,77	0,54	2,31	0,78	1,31	3,08
August	2,11	3,09	5,20	-0,17	2,91	5,02
September	1,81	0,55	2,36	-0,82	-0,28	1,53
Oktober	3,05	1,93	4,98	-2,33	-0,40	2,65
November	0,13	0,22	0,35	2,15	2,37	2,50
Dezember	0,60	1,16	1,76	-0,76	0,40	1,00
Januar	0,02	0,03	0,05	0,61	0,64	0,66
Februar	2,78	4,50	7,29	-4,74	-0,24	2,54
März	1,65	1,63	3,29	-1,61	0,02	1,67
April	1,28	-0,43	0,85	1,01	0,59	1,87
Mai	2,58	0,03	2,61	-0,74	-0,71	1,87
Juni	1,60	0,50	2,11	-0,69	-0,19	1,41
Mittelwert	1,65	1,29	2,94	-0,76	0,53	2,18
Summe *)	19,76	15,47	35,23	-9,08	6,39	26,15

Tab. A 29: Monats- und Jahres-Depositionsraten für Cl

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtd deposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID	GD kg · ha ⁻¹	Q	KDD	BN
Juli	2,92	-0,02	2,90	0,00	-0,02	2,9
August	3,64	-1,31	2,33	0,00	-1,31	2,33
September	1,11	1,61	2,72	0,00	1,61	2,72
Oktober	2,31	3,80	6,11	0,00	3,80	6,11
November	0,35	6,87	7,22	0,00	6,87	7,22
Dezember	0,19	0,69	0,88	0,00	0,69	0,88
Januar	0,36	0,61	0,97	0,00	0,61	0,97
Februar	1,52	2,74	4,26	0,00	2,74	4,26
März	1,92	2,17	4,10	0,00	2,17	4,09
April	6,40	-2,26	4,14	0,00	-2,26	4,14
Mai	0,68	0,51	1,19	0,00	0,51	1,19
Juni	0,58	0,06	0,64	0,00	0,06	0,64
Mittelwert	1,42	1,61	3,03	0,00	1,61	3,03
Summe *)	17,01	19,36	36,37	0,00	19,36	36,37

Tab. A 30: Monats- und Jahres-Depositionsraten für $\text{SO}_4\text{-S}$

(Niederschlags- (ND), Interceptions- (ID) und Gesamtd deposition (GD), Quell- und Senkenterm (Q), Kronendachdifferenz (KDD), Bestandesniederschlag (BN) von Juli 1996- Juni 1997, Minima und Maxima sind fett und negative Werte kursiv gesetzt, *) Aprilwerte durch Mittelwerte ersetzt)

	ND	ID _{bar}	ID _{bas}	ID kg · ha ⁻¹	GD	Q	KDD	BN
Juli	0,29	0,15	0,46	0,61	0,89	0,00	0,61	0,9
August	0,08	0,04	0,84	0,88	0,97	0,00	0,88	0,96
September	0,36	0,18	-0,73	0,06	0,42	0,00	0,06	0,42
Oktober	0,10	0,05	1,06	1,11	1,21	0,00	1,11	1,21
November	0,00	0,00	1,33	1,33	1,33	0,00	1,33	1,33
Dezember	0,00	0,00	0,28	0,29	0,29	0,00	0,29	0,29
Januar	0,11	0,05	0,37	0,43	0,53	0,00	0,43	0,54
Februar	0,00	0,00	0,96	0,96	0,97	0,00	0,96	0,96
März	1,08	0,55	-0,79	0,36	1,44	0,00	0,36	1,44
April	0,94	0,48	-0,58	-0,10	0,84	0,00	-0,10	0,84
Mai	1,46	0,75	-1,58	-0,83	0,62	0,00	-0,83	0,63
Juni	0,44	0,22	-0,23	-0,01	0,43	0,00	-0,01	0,43
Mittelwert	0,36	0,18	0,29	0,47	0,83	0,00	0,47	0,83
Summe	4,27	2,19	3,46	5,65	9,93	0,00	5,65	9,92

Tab. A 31: Monats- und Jahres-Depositionsraten der Ionen-Äquivalente von H^+ , K, Na, Mg, Ca, Mn, N_{min} , NH_4 , NO_3 , Cl und SO_4

	ND	ID	GD	Q
	IÄ · ha ⁻¹ · a ⁻¹			
H ⁺ -Ionen	0,1276	0,2797	0,4073	-0,3868
Kalium	0,0813	0,0417	0,1230	0,4412
Natrium	0,3162	0,2719	0,5877	0,0000
Magnesium	0,1473	0,0757	0,2229	0,1604
Calcium	0,4641	0,2380	0,7026	0,1093
Mangan	0,0001	0,0001	0,0002	0,0119
Nmin	1,5320	0,8839	1,9160	-0,3304
NH ₄ -N	0,7133	0,6344	1,3478	-0,1839
NO ₃ -N	0,8187	0,2495	0,5682	-0,1465
Chlorid	0,4798	0,5461	1,0259	0,0000
Sulfat	0,0890	0,1177	0,2069	0,0000
Summe Anionen	1,3875	0,9133	1,8010	-0,1465
Summe Kationen	1,8499	1,5415	3,3915	0,1521
(Δ=Anionen-Kationen)	-0,4624	-0,6282	-1,5905	-0,2986

Tab. A 32: Mittlere, jährliche Elementkonzentrationen mit dem Streufall (Blätter)

(Angaben in [g/kg] und [mg/kg], Wertebereiche (min-max), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizient (s%) der Standorttypen des Untersuchungszeitraumes 1996-1997, Buche=Probebäume der Bestandesniederschlagsmessung, KBW=Kalk-Buchenwald, MBW=Moder-Buchenwald)

Blätter		Buche	KBW	MBW	Schlagflur	Vorwald	Gesamt
		[g kg ⁻¹]					
C	x	479,36	465,43	481,28	484,09	452,63	471,73
	min	471,54	451,14	478,56	477,98	442,87	442,87
	max	484,86	474,33	484,97	490,20	459,74	490,20
	s	6,96	12,50	3,31	8,64	8,74	14,21
	s%	1,45	2,69	0,69	1,78	1,93	3,01
N	x	10,29	12,36	11,04	12,39	14,67	12,13
	min	9,04	11,13	9,66	9,38	13,51	9,04
	max	12,15	13,83	12,09	15,41	16,52	16,52
	s	1,64	1,36	1,25	4,26	1,62	2,30
	s%	15,94	11,00	11,32	34,38	11,04	18,96
P	x	0,60	0,61	0,55	0,61	2,12	0,92
	min	0,38	0,37	0,33	0,49	1,74	0,33
	max	0,76	1,02	0,83	0,74	2,79	2,79
	s	0,20	0,36	0,26	0,18	0,58	0,72
	s%	33,33	59,02	47,27	29,51	27,36	78,26
Ca	x	8,19	10,44	7,67	6,80	13,77	9,56
	min	7,72	7,69	7,08	6,16	12,13	6,16
	max	8,43	14,89	7,98	7,44	15,86	15,86
	s	0,40	3,89	0,51	0,90	1,91	3,12
	s%	4,88	37,26	6,65	13,24	13,87	32,64
Mg	x	1,87	2,58	1,58	0,92	2,94	2,05
	min	1,38	1,82	1,22	0,75	2,57	0,75
	max	2,68	3,82	2,05	1,09	3,32	3,82
	s	0,70	1,09	0,43	0,24	0,38	0,90
	s%	37,43	42,25	27,22	26,09	12,93	43,90
K	x	2,32	1,59	1,57	2,59	3,75	2,35
	min	0,81	1,31	0,82	2,13	2,60	0,81
	max	3,14	1,88	2,77	3,05	4,52	4,52
	s	1,31	0,28	1,05	0,65	1,02	1,17
	s%	56,47	17,61	66,88	25,10	27,20	49,79
Na	x	0,37	0,37	0,29	0,21	0,26	0,31
	min	0,20	0,21	0,24	0,16	0,20	0,16
	max	0,58	0,60	0,38	0,25	0,34	0,60
	s	0,19	0,20	0,08	0,06	0,07	0,13
	s%	51,35	54,05	27,59	28,57	26,92	41,94
Mn	x	0,40	0,24	0,54	1,10	0,15	0,44
	min	0,38	0,16	0,47	0,67	0,12	0,12
	max	0,43	0,39	0,60	1,54	0,18	1,54
	s	0,03	0,13	0,07	0,62	0,03	0,36
	s%	7,50	54,17	12,96	56,36	20,00	81,82
Al	x	0,20	0,19	0,18	0,15	0,19	0,18
	min	0,10	0,12	0,08	0,13	0,17	0,08
	max	0,26	0,31	0,25	0,17	0,20	0,31
	s	0,09	0,10	0,09	0,03	0,02	0,07
	s%	45,00	52,63	50,00	20,00	10,53	38,89
Pb		[mg kg ⁻¹]					
	x	0,00	1,90	2,05	0,00	0,00	0,85
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	max	0,00	5,08	6,14	0,00	0,00	6,14
	s	0,00	2,77	3,55	0,00	0,00	2,04
s%	-	145,79	173,17	-	-	240,00	
Zn	x	50,69	37,41	53,79	50,09	49,23	48,11
	min	35,94	32,89	48,94	45,59	46,19	32,89
	max	68,17	42,77	56,77	54,58	55,10	68,17
	s	16,29	4,99	4,24	6,36	5,08	9,53
	s%	32,14	13,34	7,88	12,70	10,32	19,81
Cd	x	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tab. A 33: Mittlere, jährliche Elementkonzentrationen mit dem Streufall (Knospenschuppen)

(Angaben in [g/kg] und [mg/kg], Wertebereiche (min-max), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizient (s%) der Standorttypen des Untersuchungszeitraumes 1996-1997, Buche=Probebäume der Bestandesniederschlagsmessung, KBW=Kalk-Buchenwald, MBW=Moder-Buchenwald)

Knospenschuppen		Buche	KBW	MBW	Schlagflur	Vorwald	Gesamt
		[g kg ⁻¹]					
C	x	469,69	468,72	466,29	446,61	459,91	465,26
	min	461,77	463,42	462,49	432,29	445,06	432,29
	max	478,77	471,66	468,58	460,93	469,82	478,77
	s	6,32	4,60	3,32	20,25	13,10	10,60
	s%	1,35	0,98	0,71	4,53	2,85	2,28
N	x	9,69	10,97	6,66	8,68	11,84	9,65
	min	7,86	8,20	6,29	7,08	10,21	6,29
	max	12,30	13,21	7,29	10,27	14,34	14,34
	s	1,54	2,54	0,55	2,25	2,20	2,24
	s%	15,89	23,15	8,26	25,92	18,58	23,21
P	x	0,52	0,28	0,29	0,68	0,90	0,51
	min	0,07	0,12	0,10	0,68	0,60	0,07
	max	1,39	0,37	0,46	0,68	1,13	1,39
	s	0,40	0,13	0,18	-	0,27	0,36
	s%	76,92	46,43	62,07	-	30,00	70,59
Ca	x	5,47	5,59	4,99	5,78	7,79	5,80
	min	4,23	5,27	4,84	5,78	6,15	4,23
	max	7,54	5,97	5,26	5,78	10,02	10,02
	s	1,08	0,35	0,23	-	2,00	1,35
	s%	19,74	6,26	4,61	-	25,67	23,28
Mg	x	0,95	0,67	0,58	0,35	0,97	0,79
	min	0,74	0,57	0,52	0,00	0,88	0,00
	max	1,39	0,78	0,62	0,70	1,05	1,39
	s	0,21	0,10	0,05	0,49	0,08	0,29
	s%	22,11	14,93	8,62	140,00	8,25	36,71
K	x	0,43	0,42	0,30	1,19	1,51	0,62
	min	0,17	0,24	0,15	1,19	0,97	0,15
	max	0,69	0,68	0,58	1,19	1,97	1,97
	s	0,21	0,23	0,24	-	0,51	0,50
	s%	48,84	54,76	80,00	-	33,77	80,65
Na	x	0,24	0,12	0,12	0,09	0,19	0,18
	min	0,00	0,03	0,09	0,09	0,11	0,00
	max	0,93	0,19	0,14	0,09	0,28	0,93
	s	0,30	0,08	0,03	-	0,09	0,21
	s%	125,00	66,67	25,00	-	47,37	116,67
Mn	x	0,25	0,13	0,27	0,75	0,23	0,26
	min	0,17	0,11	0,22	0,75	0,11	0,11
	max	0,33	0,15	0,34	0,75	0,36	0,75
	s	0,05	0,02	0,06	-	0,12	0,14
	s%	20,00	15,38	22,22	-	52,17	53,85
Al	x	0,24	0,10	0,24	1,04	0,34	0,27
	min	0,06	0,09	0,11	1,04	0,14	0,06
	max	1,38	0,11	0,50	1,04	0,70	1,38
	s	0,43	0,01	0,22	-	0,31	0,37
	s%	179,17	10,00	91,67	-	91,18	137,04
		[mg kg ⁻¹]					
Pb	x	3,85	0,83	13,10	129,64	0,36	10,91
	min	0,00	0,00	0,00	129,64	0,00	0,00
	max	7,70	1,59	35,87	129,64	1,09	129,64
	s	3,19	0,80	19,80	-	0,63	29,88
	s%	82,86	96,39	151,15	-	175,00	273,88
Zn	x	58,02	47,61	49,59	113,66	94,29	63,70
	min	37,36	37,22	46,95	113,66	67,11	37,22
	max	83,59	53,86	54,09	113,66	148,43	148,43
	s	15,81	9,05	3,92	-	46,89	27,45
	s%	27,25	19,01	7,90	-	49,73	43,09
Cd	x	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,40
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	max	3,15	0,00	0,00	0,00	0,00	3,15
	s	1,31	0,00	0,00	-	0,00	0,98
	s%	154,12	0,00	0,00	-	0,00	245,00

Tab. A 34: Makromorphologische Beschreibung des Sommeraspekts der Humusauflagen

(Aufnahmedatum: 8.8.1996, Zersetzungsintensitätsskala: 0-5, TRD: Trockenraumdichte, (): Horizont nicht überall vorhanden, 50: Bedeckungsgrad des Mineralbodens mit Humusauflagen in [%], Beurteilung der Humusauflagen nach C/N- und C/P-Verhältnissen)

Horizont	HM	TRD	morphologische Beschreibung	Lagerung	Grenze	Zersetzungsintensität	Besonderheiten, Deckungsgrad der Horizonte [%]	Beurteilung der Humusform (nach C/N- und C/P-Verhältnissen)
	[cm]	[g/cm ³]						
K1								
L	2,6	0,14	unzersetzte, nicht durchwurzelte Buchenblätter (<i>Fagus sylvatica</i> 80%, <i>Sambucus nigra</i> 5%), mit Wurmlosung an der Unterseite verklebt, Gräser (15%)	locker, teilw. schütter	unscharf	0	z.T. fehlende Auflage, und zusammengeweht, 50%	L-Mull
K2								
L	1-2,5-(5)	0,2	wenige Blattlagen meist unzersetzter Blätter (<i>Fagus sylvatica</i> 85%, <i>Fraxinus excelsior</i> 10%), auf der Unterseite durch Mycel verklebt, Grashalme (5%)	locker	unscharf	0-1	z.T. fehlende Auflage, zusammengeweht, 50%	
(Of)	1-1,5-(2)	0,1	wenig zersetzte Blattreste, vorwiegend Fruchthülsen, dort wo Oh-Material fehlt sind die Blattunterseiten mit Wurmlosung verklebt, Grashalmreste	locker	unscharf, teilweise fließend	3-4		
(Oh)	1-3,5	0,9	fast ausschließlich aus Feinmaterial bestehende, morphologisch nicht differenzierbare, schwach durchwurzelte Blattreste, teilweise Blatt-Skelette, Material mit Mineralboden vermischt, Regenwurmlosung	lose, teilweise verklebt	fließend	4-5		feinhumusreicher Moder (Oh) F-Mull (Ah)
K3								
L	3,5	0,14	fast unzersetzte, nicht verklebte Blätter (<i>Fagus sylvatica</i> 100%), im Kontakt mit Mineralboden verklebt	locker	unscharf	0-1	in Mulden des Mikroreliefs angehäuft, 50%	
Of	1,5	0,05	Interkostalfelder der Blattreste aufgelöst, im Kontakt zum Mineralboden mit diesem vermischt, Wurmlosung	sehr locker	unscharf	3-4		
(Oh)	0,5	0,43	stark durchwurzeltes, mycelreiches Feinmaterial der Buchenstreu, geringer Grasanteil	bröckelig	unscharf	5		feinhumusreicher Moder (Oh) F-Mull (Ah)
K4								
L	5,0	0,08	an der Horizontunterseite verklebte, schwach mit Pilzhypen durchzogene Blattlagen von <i>Fagus sylvatica</i> (80%) und <i>Quercus robur</i> (20%)	locker verklebt	unscharf	1	bildet teilweise mächtige Humusauflagen (>10cm) durch zusammenge- wehte Material in Mulden 60 %	
Of	1-3	0,05	Interkostalfelder der Blätter teilw. aufgelöst, gebleichte Blattreste von Mycel durchzogen und verklebt, Lochfraß, schwache Durchwurzelung und stellenweise Durchmischung mit Mineralboden	verklebt	unscharf	2-3		
Oh	1-4,5	0,44	Material bei geringen Mächtigkeiten (1cm) locker, dunkel, dunkle, feinmaterialreich, mit Mineralboden vermischt; bei größeren Mächtigkeiten (4-5cm) stark verfilzt, teilweise mit Blattresten durchmischt und myceliert, stark durchwurzelte, Regenwurmlosung	locker verklebt	unscharf, stark fließend	5 3-4	Hinweise auf unnatürliche Lagerung am Hang durch Anhäufung in Mulden und Vermischung mit Blättern des L-Horizontes	rohhumusartiger Moder (Oh) mullartiger Moder (Ah)
M1								
(L)	0-3-(5)	0,35	locker gelagerte, nicht verklebte und mycelierte Blätter von <i>Fagus sylvatica</i> (100%), keine Durchwurzelung	locker	unscharf	0	teilweise ohne Humusbedeckung (40%), frei von Feldschicht, Humusauflagen stellenw. zusammengeschoben	rohhumusartiger Moder (Oh) mullartiger Moder (Ah)
(Of)	0-2-(3)	0,08	brüchige, gering vergraute Blattreste mit erhaltenen Interkostalfeldern, keine Wurzeln	locker		1-2		
(Oh)	0-3,5-(4)	0,41	nicht myceliertes, mittel durchwurzeltes Feinmaterial, keine Vermischung mit dem Mineralboden, keine Wurmlosung	bröckelig	scharf	2-3		
M2								
L	1-4	0,08	punktierte, unterseits fleckige, an der Horizontunterseite mit Mycel durchzogene Blätter (<i>Fagus sylvatica</i> , 100%)	locker	unscharf	0-1	40%	rohhumusartiger Moder (Oh) mullartiger Moder (Ah)
Of	1-2	0,1	stark zersetzte, ausgebleichte, gesprenkelte und verklebte/mycelierte Blattreste mit fast vollständig fehlenden Interkostalfeldern, mittlere Durchwurzelung, teilweise zu Paketen verklebt	stapelig	scharf zum Oh	3-4		
(Oh)	0-1-1,5	0,42	sehr stark durchwurzeltes Feinmaterial	verklebt	fließend	4-5		
M4								
L	1-3-(5)	0,07	fleckige, brüchige, gebleichte, nicht mycelierte Blätter (<i>Fagus sylvatica</i> 95%, <i>Rubus fruticosus</i> agg. 5%), mit abgestorbenen Rubusstengeln, keine Wurzeln, Lochfraß	locker	scharf	0-1	80%	rohhumusartiger Moder (Oh) mullartiger Moder (Ah)
Of	1-3-(5)	0,06	gestapelte, teilw. dicht gepackte und stark verklebte, schwach durchwurzelte Blattreste mit aufgelösten Interkostalfeldern an Horizontunterkante	stapelartig	scharf	3-4		
Oh	1-3-(5)	0,66	stark zersetzte, ausgebleichte lockereres Feinmaterial mit Blattresten und fast vollständig fehlenden Interkostalfeldern, schwache Durchwurzelung, teilweise zu Paketen verklebt	bröckelig bis kompakt	scharf	4-5		

Fortsetzung *Tab. A 34:*

Horizont	HM	TRD	morphologische Beschreibung	Lagerung	Grenze	Zersetzungs- intensität.	Besonderheiten, Deckungsgrad der Horizonte [%]	Beurteilung der Humusform (nach C/N- und C/P- Verhältnissen)
	[cm]	[g/cm ³]						
S1								
L	2-5- (9)	0,06	punktierte, mycelierte, schwach verklebte Blätter (<i>Fagus sylvatica</i> 100%)	locker bis verklebt	scharf	1	50%	feinhumusreicher Moder (Oh) mullartiger Moder (Ah)
(Of)	1-3- (4)	0,40	gestapelte, wenig mycelierte, fleckige und gebleichte Blattreste, stellenweise nur noch Skelett mit vollkommen aufgelösten Interkostalfeldern vorhanden	stapelartig	scharf	2-3		
(Oh)	0-2- (4)	0,24	feinhumoses, dicht gepacktes, schwach durchwurzeltes Zersetzungsmaterial mit Blattresten	bröckelig bis kompakt	scharf	3-5		
S2								
L	(0)- 1-2,5	0,02	stellenweise nur einlagige aus z.T. zerfressenen, eingerollten Blättern (<i>Fagus sylvatica</i> 60%, <i>Calamagrostis epigejos</i> 30%, <i>Rubus fruticosus</i> agg. 10%) aufgebaute lockere z.T. auch verklebte, nicht durchwurzelte Streu, beginnende Auflösung der Interkostalfelder	locker	unscharf	2	30%	feinhumusreicher Moder (Oh) mullartiger Moder (Ah)
(Of)	(0)- 1-1,5	0,09	eingerollte, schwach verklebte, nicht mycelierte Blattreste und Grashalme, teilweise aufgelöste Interkostalfelder der Blätter, keine Wurzeln	locker	unscharf	3-4		
(Oh)	0- 0,5-2	0,28	mittel durchwurzeltes, nicht myceliertes Feinmaterial	locker	unscharf	4-5		
V1								
L	1-(2)	0,1	wenige Blatt- und Zweiglagen von <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Rubus fruticosus</i> agg., <i>Fagus sylvatica</i> und Grashalmen, darunter Reste von <i>Mercurialis</i> -Blättern, keine Durchwurzelung und Mycelierung	locker	unscharf	n.b.	50%	L-Mull (Ah)
V2								
L	0,5- 2-(3)	0,1	wenige Blattlagen von <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Carpinus betulus</i> , keine Wurzeln	locker	unscharf	n.b.	50%	L-Mull (Ah)
(Of)	0,9	0,01	humusmorphologisch nicht angesprochen	locker	unscharf	3-4		
(Oh)	0,3	0,01	humusmorphologisch nicht angesprochen	locker	unscharf	5		
V3								
L	1-2- (3)	0,05	zusammengerollte, durch Feinsubstanz verklebte Blätter (<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Carpinus betulus</i>)	locker bis verklebt	unscharf	1-2	50%	mullartiger Moder (Ah)
Of	0-1- (2)	0,08	zerbrochene, verklebte Blattrückstände, Interkostalfelder nicht aufgelöst und stark mit Wurmlösung durchmischt, keine Wurzeln	locker bis verklebt	unscharf	3-4		
(Oh)	1,3	0,05	humusmorphologisch nicht angesprochen	locker	unscharf	5		

Tab. A 35: Tiefenfunktion charakteristischer Merkmale der Humusauflagen

(Mittelwerte (\bar{x}), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten ($s\%$) der **Horizontmächtigkeiten** [cm], **spezifischen Gewichte** [$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$], **Deckung** der Humusauflagen [%] und **Biomassenvorrat** [$\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$] differenziert nach Profilen und Standorttypen, KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald)

Profile	Horizonte	n	Mächtigkeit [cm]			spez. Gewicht [g/cm^3]			DECKUNG [%/100]	Biomassenvorrat [t/ha]			
			x	s	s%	x	s	s%		x	s	s%	
K1	L	3	2,6	0,7	26,9	0,14	0,11	78,6	0,5	21,0	21,3	101,8	
K2	L	3	1,4	0,8	57,1	0,05	0,07	140,0	0,5	5,2	8,2	157,2	
	Of	3	1,5	0,5	33,3	0,10	0,06	60,0	0,5	8,5	7,0	82,1	
	Oh	1	1,4	-	-	0,17	-	-	0,5	11,9	-	-	
K3	L	3	2,9	0,8	27,6	0,14	0,08	57,1	0,5	22,3	16,2	72,5	
	Of	3	1,3	0,4	30,8	0,05	0,03	60,0	0,5	3,3	2,7	82,5	
	Oh	3	2,4	0,2	8,3	0,43	0,13	30,2	0,5	52,6	19,4	36,9	
K4	L	3	2,0	1,4	70,0	0,08	0,12	150,0	0,6	14,0	22,6	160,7	
	Of	3	1,2	0,6	50,0	0,05	0,04	80,0	0,6	4,5	3,9	85,2	
	Oh	2	2,3	1,4	60,9	0,44	0,50	113,6	0,5	68,2	88,6	129,9	
M1	L	3	4,6	0,6	13,0	0,35	0,18	51,4	0,3	67,0	67,8	101,3	
	Of	2	1,6	0,4	25,0	0,08	0,04	50,0	0,5	6,9	5,3	76,3	
	Oh	3	2,4	0,2	8,3	0,41	0,19	46,3	0,4	45,2	33,4	73,8	
M2	L	3	2,3	1,3	56,5	0,08	0,04	50,0	0,4	7,7	6,2	80,9	
	Of	3	1,6	0,1	6,3	0,10	0,04	40,0	0,4	7,1	4,9	69,4	
	Oh	2	2,3	0,3	13,0	0,42	0,14	33,3	0,4	32,9	1,1	3,4	
M4	L	2	1,9	0,1	5,3	0,07	0,01	14,3	0,8	10,1	2,7	26,7	
	Of	2	1,3	0,5	38,5	0,06	0,03	50,0	0,8	6,1	5,2	85,7	
	Oh	2	3,0	0,4	13,3	0,66	0,17	25,8	0,8	152,0	60,3	39,7	
S1	L	3	2,0	0,9	45,0	0,06	0,04	66,7	0,5	7,3	8,0	109,3	
	Of	3	3,2	2,8	87,5	0,40	0,60	150,0	0,5	116,9	190,7	163,1	
	Oh	3	1,9	0,7	36,8	0,24	0,17	70,8	0,5	26,4	27,5	103,9	
S2	L	2	1,3	0,6	46,2	0,02	0,01	50,0	0,3	0,7	0,7	100,0	
	Of	2	1,6	2,0	125,0	0,09	0,12	133,3	0,3	6,4	9,1	141,2	
	Oh	1	1,9	-	-	0,28	-	-	0,3	13,2	-	-	
V1	L	3	1,3	0,3	23,1	0,10	0,07	70,0	0,5	7,2	5,8	80,3	
V2	L	3	1,9	1,0	52,6	0,10	0,10	100,0	0,5	13,0	17,5	134,5	
	Of	2	0,9	0,5	55,6	0,03	0,02	66,7	0,5	1,6	1,6	103,2	
	Oh	1	0,3	-	-	0,01	-	-	0,5	0,2	-	-	
V3	L	2	1,8	0,0	0,0	0,05	0,01	20,0	0,5	4,3	1,2	28,5	
	Of	2	1,4	0,1	7,1	0,08	0,03	37,5	0,5	5,6	2,0	35,8	
	Oh	1	1,3	-	-	0,05	-	-	0,5	3,2	-	-	
Standorttypen	KBW	L	12	2,3	1,0	43,5	0,10	0,09	90,0	0,5	15,6	16,9	108,0
		Of	9	1,3	0,5	38,5	0,07	0,05	71,4	0,5	5,5	4,8	88,6
		Oh	6	2,2	0,8	36,4	0,39	0,26	66,7	0,5	51,0	46,3	90,8
	MBW	L	8	3,1	1,5	48,4	0,18	0,17	94,4	0,5	30,5	47,3	155,1
		Of	7	1,5	0,3	20,0	0,08	0,04	50,0	0,5	6,7	4,2	61,9
		Oh	7	2,5	0,4	16,0	0,48	0,19	39,6	0,5	72,2	63,1	87,4
	Schlagflur	L	5	1,7	0,8	47,1	0,04	0,04	100,0	0,4	4,6	6,7	144,6
		Of	5	2,6	2,4	92,3	0,27	0,46	170,4	0,4	72,7	147,9	203,3
		Oh	4	1,9	0,6	31,6	0,25	0,14	56,0	0,4	23,1	23,4	101,1
	Vorwald	L	8	1,7	0,6	35,3	0,09	0,07	77,8	0,5	8,7	10,6	121,9
		Of	4	1,1	0,4	36,4	0,06	0,04	66,7	0,5	3,6	2,8	77,7
		Oh	2	0,8	0,7	87,5	0,03	0,03	100,0	0,5	1,7	2,1	124,9
Gesamt	L	33	2,2	1,2	54,5	0,11	0,11	100,0	0,5	15,9	26,5	167,1	
	Of	25	1,6	1,2	75,0	0,11	0,21	190,9	0,5	19,0	66,4	350,1	
	Oh	19	2,1	0,8	38,1	0,36	0,23	63,9	0,5	47,8	51,2	107,2	

Tab. A 36: Tiefenfunktion der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte sowie C/N- und C/P-Verhältnisse der Humusauflagen
(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%) der differenziert nach Profilen und Standorttypen,
KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald)

Profile	Horizonte	C.org				N			P				C/N			C/P			
		[g/100g]				[g/100g]			[g/100g]										
		n	x	s	s%	x	s	s%	n	x	s	s%	x	s	s%	x	s	s%	
K1	L	3	39,40	6,62	16,8	1,72	0,27	15,7	3	0,07	0,02	28,6	22,96	1,77	7,7	582,9	153,8	26,4	
	K2	L	3	45,06	0,43	1,0	1,56	0,17	10,9	3	0,04	0,01	25,0	29,13	3,31	11,4	1068,2	323,2	30,3
	Of	3	39,49	1,25	3,2	1,75	0,06	3,4	3	0,07	0,01	14,3	22,61	0,36	1,6	612,7	82,6	13,5	
K3	Oh	1	25,31	-	-	1,47	-	-	1	0,07	-	-	17,22	-	-	380,8	-	-	
	L	3	46,39	0,44	0,9	1,50	0,06	4,0	3	0,02	0,01	50,0	30,96	1,47	4,7	1996,4	463,9	23,2	
	Of	1	44,75	-	-	1,96	-	-	3	0,04	0,00	0,0	22,83	-	-	345,4	598,3	173,2	
K4	Oh	1	23,96	-	-	1,20	-	-	3	0,05	0,01	20,0	19,97	-	-	158,7	274,9	173,2	
	L	3	45,79	0,51	1,1	1,64	0,01	0,6	3	0,02	0,01	50,0	28,01	0,62	2,2	1160,4	1106,6	95,4	
	Of	3	43,70	1,17	2,7	2,02	0,18	8,9	3	0,05	0,01	20,0	22,51	1,78	7,9	522,6	457,1	87,5	
M1	Oh	2	39,22	0,00	0,0	1,93	0,00	0,0	2	0,04	0,00	0,0	20,32	-	-	980,5	0,0	0,0	
	L	2	46,33	0,51	1,1	1,45	0,13	9,0	3	0,02	0,02	100,0	32,09	3,17	9,9	1552,6	1889,5	121,7	
	Of	1	43,47	-	-	1,91	-	-	2	0,04	0,00	0,0	22,76	-	-	593,8	839,8	141,4	
M2	Oh	3	31,96	1,50	4,7	1,60	0,13	8,1	3	0,03	0,01	33,3	19,96	0,65	3,3	993,8	305,1	30,7	
	L	3	46,21	0,52	1,1	1,75	0,28	16,0	3	0,03	0,01	33,3	26,81	4,21	15,7	1906,1	784,9	41,2	
	Of	2	46,00	1,43	3,1	1,87	0,22	11,8	3	0,04	0,01	25,0	24,88	3,69	14,8	797,3	698,4	87,6	
M4	Oh	1	38,14	-	-	1,90	-	-	2	0,05	0,00	0,0	20,07	-	-	409,1	578,5	141,4	
	L	1	46,72	-	-	1,41	-	-	2	0,06	0,01	16,7	33,13	-	-	372,3	526,4	141,4	
	Of	2	45,18	0,39	0,9	1,73	0,20	11,6	2	0,06	0,00	0,0	26,30	3,23	12,3	704,1	26,9	3,8	
S1	Oh	2	38,27	0,37	1,0	1,94	0,06	3,1	2	0,07	0,02	28,6	19,73	0,39	2,0	564,5	123,6	21,9	
	L	3	41,87	2,63	6,3	1,44	0,12	8,3	3	0,05	0,01	20,0	29,12	2,78	9,5	908,7	46,9	5,2	
	Of	2	38,23	4,45	11,6	1,77	0,22	12,4	3	0,07	0,00	0,0	21,67	0,17	0,8	352,4	306,7	87,0	
S2	Oh	2	24,59	9,85	40,1	1,56	0,21	13,5	3	0,07	0,00	0,0	15,53	4,29	27,6	238,5	231,3	97,0	
	L	2	45,17	0,28	0,6	1,82	0,15	8,2	2	0,06	0,01	16,7	24,97	2,20	8,8	734,8	170,8	23,2	
	Of	1	43,80	-	-	2,02	-	-	2	0,07	0,00	0,0	21,68	-	-	320,1	452,7	141,4	
V1	Oh	1	30,89	-	-	1,73	-	-	1	0,07	-	-	17,86	-	-	450,9	-	-	
	L	1	42,98	-	-	1,90	-	-	3	0,09	0,02	22,2	22,62	-	-	182,9	316,8	173,2	
	V2	L	2	41,52	2,68	6,5	2,06	0,01	0,5	3	0,09	0,01	11,1	20,15	1,16	5,8	284,7	246,7	86,7
V3	Of	1	37,42	-	-	1,84	-	-	2	0,07	0,00	0,0	20,34	-	-	256,4	362,7	141,4	
	Oh	1	24,62	-	-	1,29	-	-	1	0,06	-	-	19,09	-	-	406,1	-	-	
	L	2	38,44	4,47	11,6	1,54	0,26	16,9	2	0,07	0,01	14,3	25,16	1,38	5,5	578,6	11,3	2,0	
Standorttypen	KBW	Of	2	31,46	2,72	8,6	1,57	0,08	5,1	2	0,07	0,01	14,3	20,08	0,74	3,7	428,8	92,1	21,5
		Oh	1	26,73	-	-	1,41	-	-	1	0,07	-	-	18,96	-	-	392,8	-	-
		L	12	44,16	4,07	9,2	1,60	0,16	10,0	12	0,04	0,02	50,0	27,75	3,72	13,4	1202,0	753,1	62,7
MBW	Of	7	42,05	2,62	6,2	1,89	0,18	9,5	9	0,05	0,01	20,0	22,61	0,84	3,7	493,6	396,6	80,4	
	Oh	4	31,93	8,44	26,4	1,63	0,36	22,1	6	0,05	0,01	20,0	18,59	1,94	10,4	142,8	223,3	156,3	
	L	6	46,33	0,45	1,0	1,60	0,26	16,3	8	0,03	0,02	66,7	29,62	4,33	14,6	1390,1	1287,3	92,6	
	Of	5	45,16	1,27	2,8	1,82	0,17	9,3	7	0,05	0,01	20,0	25,02	2,85	11,4	712,6	537,2	75,4	
	Oh	6	35,09	3,57	10,2	1,77	0,20	11,3	7	0,05	0,02	40,0	19,91	0,47	2,4	704,1	408,4	58,0	
	L	5	43,19	2,59	6,0	1,59	0,23	14,5	8	0,05	0,01	20,0	27,46	3,20	11,7	839,2	132,2	15,8	
Schlagflur	Of	3	40,09	4,50	11,2	1,85	0,21	11,4	4	0,07	0,00	0,0	21,67	0,12	0,6	339,5	314,0	92,5	
	Oh	3	26,69	7,86	29,4	1,61	0,18	11,2	2	0,07	0,00	0,0	16,30	3,32	20,4	291,6	216,7	74,3	
	L	5	40,58	3,31	8,2	1,82	0,30	16,5	5	0,08	0,02	25,0	22,65	2,66	11,7	320,0	271,6	84,9	
Vorwald	Of	3	33,45	3,94	11,8	1,66	0,17	10,2	5	0,07	0,01	14,3	20,17	0,54	2,7	342,6	237,9	69,4	
	Oh	2	25,68	1,49	5,8	1,35	0,08	5,9	4	0,06	0,01	16,7	19,02	0,09	0,5	399,5	9,4	2,4	
	L	28	43,81	3,59	8,2	1,64	0,23	14,0	33	0,05	0,03	60,0	27,17	4,13	15,2	978,8	865,0	88,4	
Gesamt	Of	18	41,15	4,77	11,6	1,83	0,18	9,8	25	0,06	0,01	16,7	22,73	2,32	10,2	499,9	413,2	82,7	
	Oh	15	31,31	6,64	21,2	1,64	0,26	15,9	19	0,06	0,01	16,7	18,74	2,10	11,2	407,9	371,3	91,0	
	L																		

Tab. A 37: Tiefenfunktion der von Ca-, Mg-, K- und Na-Gehalte in der Humusauflage
(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%), KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald)

Profile	Horizont	Ca				Mg				K				Na				
		[%]				[%]				[%]				[%]				
		n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	
K1	L	3	1,05	0,61	58,1	3	0,24	0,08	33,3	3	0,17	0,06	35,3	3	0,02	0,02	100,0	
	K2	L	3	1,51	0,08	5,3	3	0,15	0,01	6,7	3	0,09	0,00	0,0	3	0,01	0,00	0,0
		Of	3	1,24	0,21	16,9	3	0,31	0,15	48,4	3	0,16	0,00	0,0	3	0,02	0,02	100,0
K3	Oh	1	0,46	-	-	1	0,35	-	-	1	0,39	-	-	1	0,02	-	-	
	L	3	1,17	0,22	18,8	3	0,19	0,03	15,8	3	0,06	0,02	33,3	3	0,01	0,01	100,0	
	Of	3	1,18	0,08	6,8	3	0,20	0,04	20,0	3	0,05	0,00	0,0	3	0,01	0,01	100,0	
K4	Oh	3	0,43	0,53	123,3	3	0,28	0,07	25,0	3	0,17	0,07	41,2	3	0,01	0,01	100,0	
	L	3	1,36	0,04	2,9	3	0,14	0,04	28,6	3	0,07	0,01	14,3	3	0,01	0,01	100,0	
	Of	3	1,27	0,15	11,8	3	0,16	0,03	18,8	3	0,07	0,01	14,3	3	0,01	0,01	100,0	
M1	Oh	2	0,38	0,12	31,6	2	0,25	0,04	16,0	2	0,16	0,05	31,3	2	0,02	0,01	50,0	
	L	3	1,22	0,09	7,4	3	0,19	0,04	21,1	3	0,05	0,01	20,0	3	0,01	0,00	0,0	
	Of	2	0,98	0,08	8,2	2	0,16	0,00	0,0	2	0,06	0,00	0,0	2	0,01	0,00	0,0	
M2	Oh	3	0,12	0,04	33,3	3	0,18	0,04	22,2	3	0,10	0,03	30,0	3	0,02	0,01	50,0	
	L	3	1,08	0,07	6,5	3	0,15	0,01	6,7	3	0,07	0,02	28,6	3	0,00	0,00	0,0	
	Of	3	0,79	0,26	32,9	3	0,19	0,07	36,8	3	0,10	0,04	40,0	3	0,01	0,00	0,0	
M4	Oh	2	0,20	0,14	70,0	2	0,17	0,05	29,4	2	0,12	0,06	50,0	2	0,01	0,00	0,0	
	L	2	1,13	0,01	0,9	2	0,11	0,01	9,1	2	0,12	0,00	0,0	2	0,01	0,00	0,0	
	Of	2	1,02	0,12	11,8	2	0,13	0,02	15,4	2	0,08	0,00	0,0	2	0,00	0,00	0,0	
S1	Oh	2	0,80	0,70	87,5	2	0,14	0,00	0,0	2	0,13	0,01	7,7	2	0,01	0,00	0,0	
	L	3	1,01	0,36	35,6	3	0,12	0,02	16,7	3	0,12	0,02	16,7	3	0,01	0,00	0,0	
	Of	3	0,69	0,14	20,3	3	0,13	0,01	7,7	3	0,13	0,03	23,1	3	0,01	0,00	0,0	
S2	Oh	3	0,06	0,02	33,3	3	0,13	0,02	15,4	3	0,16	0,02	12,5	3	0,01	0,00	0,0	
	L	2	1,50	0,18	12,0	2	0,12	0,00	0,0	2	0,11	0,01	9,1	2	0,02	0,01	50,0	
	Of	2	0,78	0,77	98,7	2	0,12	0,00	0,0	2	0,11	0,01	9,1	2	0,01	0,00	0,0	
V1	Oh	1	0,11	-	-	1	0,14	-	-	1	0,14	-	-	1	0,01	-	-	
	L	3	1,50	0,30	20,0	3	0,25	0,06	24,0	3	0,15	0,01	6,7	3	0,02	0,01	50,0	
	V2	L	3	1,57	0,42	26,8	3	0,27	0,04	14,8	3	0,14	0,01	7,1	3	0,02	0,01	50,0
V3	Of	2	1,05	0,45	42,9	2	0,22	0,00	0,0	2	0,11	0,01	9,1	2	0,01	0,01	100,0	
	Oh	1	0,56	-	-	1	0,27	-	-	1	0,17	-	-	1	0,01	-	-	
	L	2	1,08	0,00	0,0	2	0,19	0,01	5,3	2	0,13	0,01	7,7	2	0,01	0,00	0,0	
Standorttypen	KBW	L	12	1,27	0,34	26,8	12	0,18	0,06	33,3	12	0,10	0,05	50,0	12	0,01	0,01	100,0
		Of	9	1,23	0,14	11,4	9	0,22	0,10	45,5	9	0,09	0,05	55,6	9	0,01	0,01	100,0
		Oh	6	0,42	0,34	81,0	6	0,28	0,06	21,4	6	0,20	0,10	50,0	6	0,02	0,01	50,0
	MBW	L	8	1,14	0,09	7,9	8	0,16	0,04	25,0	8	0,07	0,03	42,9	8	0,01	0,00	0,0
		Of	7	0,91	0,20	22,0	7	0,17	0,05	29,4	7	0,08	0,03	37,5	7	0,01	0,00	0,0
		Oh	7	0,34	0,43	126,5	7	0,17	0,03	17,6	7	0,11	0,03	27,3	7	0,01	0,01	100,0
	Schlagflur	L	5	1,21	0,38	31,4	5	0,12	0,01	8,3	5	0,12	0,02	16,7	5	0,01	0,01	100,0
		Of	5	0,73	0,40	54,8	5	0,13	0,01	7,7	5	0,12	0,02	16,7	5	0,01	0,00	0,0
		Oh	4	0,07	0,03	42,9	4	0,13	0,01	7,7	4	0,15	0,02	13,3	4	0,01	0,00	0,0
	Vorwald	L	8	1,42	0,35	24,6	8	0,24	0,05	20,8	8	0,14	0,01	7,1	8	0,02	0,01	50,0
		Of	4	0,85	0,35	41,2	4	0,22	0,00	0,0	4	0,13	0,02	15,4	4	0,01	0,01	100,0
		Oh	2	0,47	0,12	25,5	2	0,25	0,03	12,0	2	0,17	0,00	0,0	2	0,01	0,01	100,0
Gesamt	L	33	1,27	0,31	24,5	33	0,18	0,06	34,1	33	0,11	0,04	41,1	33	0,01	0,01	67,4	
	Of	25	0,98	0,32	32,2	25	0,19	0,08	40,3	25	0,10	0,04	39,6	25	0,01	0,01	68,3	
	Oh	19	0,32	0,34	106,1	19	0,20	0,07	36,4	19	0,15	0,07	44,9	19	0,01	0,01	59,4	

Tab. A 38: Tiefenfunktion von Mn-, Fe- und Al-Gehalten sowie dem Ca/(Ca+Fe+Al)-Verhältnis in der Humusauflage
(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%), KBW=Kalkbuchenwald, MBW=Moder-Buchenwald)

Profile	Horizonte	Mn				Fe				Al				Ca/(Ca+Al+Fe)				
		n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	
K1	L	3	0,07	0,02	28,6	3	0,56	0,47	83,9	3	0,51	0,46	90,2	3	0,44	0,29	65,6	
	Of	3	0,06	0,01	16,7	3	0,13	0,06	46,2	3	0,13	0,04	30,8	3	0,78	0,06	8,3	
K2	L	3	0,13	0,03	23,1	3	0,73	0,11	15,1	3	0,60	0,03	5,0	3	0,37	0,06	15,6	
	Oh	1	0,38	-	-	1	2,63	-	-	1	1,77	-	-	1	0,06	-	-	
K3	L	3	0,07	0,02	28,6	3	0,18	0,20	111,1	3	0,19	0,16	84,2	3	0,68	0,23	33,8	
	Of	3	0,10	0,00	0,0	3	0,27	0,03	11,1	3	0,24	0,01	4,2	3	0,58	0,03	5,2	
	Oh	3	0,16	0,04	25,0	3	1,51	0,70	46,4	3	1,14	0,56	49,1	3	0,13	0,18	139,6	
K4	L	3	0,04	0,01	25,0	3	0,06	0,02	33,3	3	0,07	0,02	28,6	3	0,86	0,04	4,2	
	Of	3	0,06	0,01	16,7	3	0,25	0,07	28,0	3	0,21	0,07	33,3	3	0,64	0,10	15,8	
	Oh	2	0,10	0,04	40,0	2	1,36	0,24	17,6	2	1,10	0,30	27,3	2	0,09	0,05	48,9	
M1	L	3	0,08	0,01	12,5	3	0,05	0,09	180,0	3	0,07	0,09	128,6	3	0,87	0,17	20,1	
	Of	2	0,13	0,00	0,0	2	0,33	0,01	3,0	2	0,26	0,01	3,8	2	0,51	0,02	4,3	
	Oh	3	0,06	0,04	66,7	3	1,06	0,18	17,0	3	0,87	0,15	17,2	3	0,04	0,02	43,0	
M2	L	3	0,09	0,02	22,2	3	0,08	0,05	62,5	3	0,09	0,03	33,3	3	0,79	0,08	10,0	
	Of	3	0,15	0,04	26,7	3	0,50	0,42	84,0	3	0,45	0,40	88,9	3	0,42	0,25	60,6	
M4	L	2	0,08	0,01	12,5	2	1,01	0,41	40,6	2	0,87	0,31	35,6	2	0,07	0,07	92,3	
	Of	2	0,08	0,01	12,5	2	0,09	0,02	22,2	2	0,09	0,03	33,3	2	0,79	0,04	5,4	
	Oh	2	0,11	0,01	9,1	2	0,16	0,03	18,8	2	0,15	0,01	6,7	2	0,67	0,00	0,0	
S1	L	3	0,15	0,03	20,0	3	0,27	0,09	33,3	3	0,22	0,08	36,4	3	0,56	0,15	26,5	
	Of	3	0,20	0,02	10,0	3	0,43	0,11	25,6	3	0,29	0,11	37,9	3	0,39	0,12	29,5	
	Oh	3	0,09	0,04	44,4	3	1,29	0,13	10,1	3	0,59	0,40	67,8	3	0,02	0,01	43,3	
S2	L	2	0,10	0,01	10,0	2	0,09	0,01	11,1	2	0,09	0,01	11,1	2	0,84	0,03	3,3	
	Of	2	0,09	0,03	33,3	2	0,45	0,37	82,2	2	0,38	0,28	73,7	2	0,39	0,41	105,0	
	Oh	1	0,13	-	-	1	1,08	-	-	1	0,86	-	-	1	0,03	-	-	
V1	L	3	0,10	0,02	20,0	3	0,44	0,21	47,7	3	0,44	0,17	38,6	3	0,52	0,14	27,0	
V2	L	3	0,04	0,01	25,0	3	0,20	0,08	40,0	3	0,23	0,10	43,5	3	0,68	0,13	19,2	
	Of	2	0,06	0,00	0,0	2	0,46	0,10	21,7	2	0,51	0,06	11,8	2	0,39	0,14	35,2	
	Oh	1	0,09	-	-	1	0,92	-	-	1	1,02	-	-	1	0,15	-	-	
V3	L	2	0,08	0,01	12,5	2	0,35	0,16	45,7	2	0,39	0,14	35,9	2	0,48	0,10	20,9	
	Of	2	0,11	0,01	9,1	2	0,66	0,20	30,3	2	0,69	0,15	21,7	2	0,23	0,07	28,2	
	Oh	1	0,10	-	-	1	0,80	-	-	1	0,86	-	-	1	0,12	-	-	
Standorttypen	KBW	L	12	0,06	0,02	33,3	12	0,23	0,30	130,4	12	0,22	0,27	122,7	12	0,69	0,23	33,4
		Of	9	0,10	0,03	30,0	9	0,42	0,24	57,1	9	0,35	0,19	54,3	9	0,53	0,14	26,0
		Oh	6	0,17	0,11	64,7	6	1,65	0,67	40,6	6	1,23	0,46	37,4	6	0,11	0,12	111,4
	MBW	L	8	0,09	0,02	22,2	8	0,07	0,06	85,7	8	0,08	0,05	62,5	8	0,82	0,11	13,6
		Of	7	0,13	0,03	23,1	7	0,35	0,28	80,0	7	0,31	0,27	87,1	7	0,52	0,18	35,9
		Oh	7	0,07	0,03	42,9	7	1,27	1,02	80,3	7	0,76	0,27	35,5	7	0,13	0,21	158,9
	Schlag-flur	L	5	0,13	0,04	30,8	5	0,20	0,12	60,0	5	0,17	0,09	52,9	5	0,67	0,19	27,8
		Of	5	0,16	0,06	37,5	5	0,44	0,20	45,5	5	0,33	0,17	51,5	5	0,39	0,22	56,5
		Oh	4	0,10	0,03	30,0	4	1,24	0,15	12,1	4	0,66	0,35	53,0	4	0,03	0,01	40,0
Vorwald	L	8	0,07	0,03	42,9	8	0,33	0,18	54,5	8	0,35	0,15	42,9	8	0,57	0,14	25,1	
	Of	4	0,09	0,03	33,3	4	0,56	0,17	30,4	4	0,60	0,14	23,3	4	0,31	0,12	40,2	
	Oh	2	0,10	0,01	10,0	2	0,86	0,08	9,3	2	0,94	0,11	11,7	2	0,13	0,02	12,5	
Gesamt	L	33	0,08	0,03	42,8	33	0,21	0,22	103,9	33	0,21	0,20	96,2	33	0,69	0,19	28,2	
	Of	25	0,12	0,05	39,1	25	0,43	0,24	55,3	25	0,37	0,22	58,4	25	0,46	0,18	38,9	
	Oh	19	0,11	0,08	66,7	19	1,34	0,73	54,6	19	0,90	0,40	44,7	19	0,10	0,14	139,8	

Tab. A 39: Tiefenfunktion von Pb-, Zn-, Cu und Ni-Gehalten in der Humusauflage
(Mittelwerte (\bar{x}), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten ($s\%$) der Schwermetalle (KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald))

Profile	Horizonte	Pb				Zn				Cu				Ni				
		[mg/kg]				[mg/kg]				[mg/kg]				[mg/kg]				
		n	\bar{x}	s	s%	n	\bar{x}	s	s%	n	\bar{x}	s	s%	n	\bar{x}	s	s%	
K1	L	3	46,40	5,20	11,2	3	341,40	233,50	68,4	3	14,70	3,80	25,9	3	5,19	2,79	53,8	
	Of	3	1,80	3,10	172,2	3	212,90	53,50	25,1	3	18,80	14,90	79,3	3	19,91	20,58	103,4	
K2	Oh	3	39,00	11,10	28,5	3	747,20	146,90	19,7	3	19,90	1,20	6,0	3	4,31	2,03	47,1	
	L	1	124,00	-	-	1	2274,40	-	-	1	29,80	-	-	1	16,02	-	-	
K3	L	3	46,80	62,00	132,5	3	153,90	92,50	60,1	3	11,90	1,40	11,8	3	4,07	1,66	40,8	
	Of	3	71,10	29,40	41,4	3	231,60	64,90	28,0	3	22,70	2,60	11,5	3	6,05	1,41	23,3	
K4	Oh	3	526,00	359,50	68,3	3	741,90	304,40	41,0	3	30,10	2,50	8,3	3	17,02	6,46	38,0	
	L	3	14,10	14,30	101,4	3	129,70	6,10	4,7	3	11,10	0,20	1,8	3	2,61	0,19	7,3	
M1	Of	3	49,10	25,80	52,5	3	221,90	49,20	22,2	3	22,00	3,10	14,1	3	7,43	1,75	23,6	
	Oh	2	216,90	112,90	52,1	2	843,80	240,90	28,5	2	31,30	0,70	2,2	2	18,41	3,63	19,7	
M2	L	3	11,00	12,00	109,1	3	102,90	23,60	22,9	3	7,20	1,40	19,4	3	1,99	1,74	87,4	
	Of	2	80,00	4,20	5,3	2	258,90	25,30	9,8	2	21,20	5,10	24,1	2	5,93	4,43	74,7	
M4	Oh	3	253,90	26,90	10,6	3	435,20	122,60	28,2	3	28,30	6,30	22,3	3	12,01	4,14	34,5	
	L	3	14,90	18,50	124,2	3	335,90	370,10	110,2	3	14,10	4,30	30,5	3	1,60	1,69	105,6	
M2	Of	3	73,80	15,80	21,4	3	335,10	188,50	56,3	3	24,00	5,50	22,9	3	8,97	5,78	64,4	
	Oh	2	174,50	68,30	39,1	2	472,70	182,90	38,7	2	26,60	2,00	7,5	2	16,44	4,33	26,3	
M4	L	2	31,00	43,80	141,3	2	123,30	23,60	19,1	2	5,80	0,00	0,0	2	9,57	13,53	141,4	
	Of	2	10,10	14,30	141,6	2	150,30	74,00	49,2	2	11,40	0,60	5,3	2	0,03	0,04	133,3	
S1	Oh	2	81,80	96,20	117,6	2	560,60	413,00	73,7	2	17,60	10,70	60,8	2	1,57	0,58	36,9	
	L	3	68,10	42,50	62,4	3	206,90	83,80	40,5	3	8,30	2,30	27,7	3	1,24	1,51	121,8	
S2	Of	3	116,90	85,50	73,1	3	258,70	51,30	19,8	3	17,50	7,00	40,0	3	2,31	1,66	71,9	
	Oh	3	273,80	74,00	27,0	3	401,90	93,00	23,1	3	28,90	5,80	20,1	3	7,54	1,99	26,4	
V1	L	2	3,30	2,40	72,7	2	131,00	50,80	38,8	2	10,80	1,40	13,0	2	0,00	0,00	0,0	
	Of	2	94,40	80,60	85,4	2	218,20	116,00	53,2	2	19,70	7,80	39,6	2	2,87	4,06	141,5	
V2	Oh	1	177,00	-	-	1	434,80	-	-	1	27,00	-	-	1	6,00	-	-	
	L	3	31,50	19,10	60,6	3	350,60	127,90	36,5	3	19,60	5,30	27,0	3	9,04	1,15	12,7	
V3	L	3	9,50	8,90	93,7	3	120,60	13,20	10,9	3	12,10	1,70	14,0	3	5,47	3,61	66,0	
	Of	2	31,70	1,80	5,7	2	232,90	29,60	12,7	2	17,30	0,40	2,3	2	2,50	0,74	29,6	
V3	Oh	1	53,40	-	-	1	268,40	-	-	1	16,80	-	-	1	5,26	-	-	
	L	2	12,30	7,50	61,0	2	232,60	145,70	62,6	2	14,30	0,40	2,8	2	3,53	2,64	74,8	
KBW	Of	2	35,60	22,10	62,1	2	241,80	103,80	42,9	2	18,70	4,90	26,2	2	6,90	1,90	27,5	
	Oh	1	30,60	-	-	1	247,20	-	-	1	12,80	-	-	1	7,82	-	-	
Standorttypen	KBW	L	12	27,30	34,20	125,3	12	209,50	139,00	66,3	12	14,10	7,30	51,8	12	7,95	11,48	144,4
		Of	9	53,10	24,80	46,7	9	400,20	273,50	68,3	9	21,50	2,50	11,6	9	5,93	2,03	34,2
		Oh	6	356,00	300,20	84,3	6	1031,30	649,70	63,0	6	30,40	1,80	5,9	6	17,32	4,49	25,9
	MBW	L	8	17,50	22,10	126,3	8	195,40	230,20	117,8	8	9,50	4,60	48,4	8	3,74	6,39	170,9
		Of	7	57,40	34,20	59,6	7	260,50	140,30	53,9	7	19,60	6,90	35,2	7	5,55	5,52	99,5
		Oh	7	182,00	92,20	50,7	7	481,80	205,40	42,6	7	24,70	7,60	30,8	7	10,29	6,95	67,5
	Schlag-flur	L	5	42,20	46,50	110,2	5	176,50	76,70	43,5	5	9,30	2,30	24,7	5	0,75	1,27	169,3
		Of	5	107,90	73,70	68,3	5	242,50	71,90	29,6	5	18,40	6,40	34,8	5	2,53	2,36	93,3
		Oh	4	249,60	77,40	31,0	4	410,20	77,70	18,9	4	28,50	4,80	16,8	4	7,16	1,80	25,1
	Vorwald	L	8	18,50	15,90	85,9	8	234,90	138,10	58,8	8	15,50	4,60	29,7	8	6,32	3,29	52,1
		Of	4	33,70	13,00	38,6	4	237,40	62,50	26,3	4	18,00	3,00	16,7	4	4,70	2,80	59,6
		Oh	2	42,00	16,10	38,3	2	257,80	15,00	5,8	2	14,80	2,80	18,9	2	6,54	1,81	27,7
Gesamt	L	33	25,01	30,13	120,5	33	207,21	153,36	74,0	33	12,58	5,95	47,3	33	5,44	7,97	146,5	
	Of	25	62,13	45,08	72,6	25	303,51	191,71	63,2	25	19,80	4,90	24,8	25	4,95	3,55	71,7	
	Oh	19	236,44	197,56	83,6	19	616,64	469,56	76,1	19	26,27	6,83	26,0	19	11,46	6,42	56,0	

Tab. A 40: Tiefenfunktion der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorvorräte in der Humusauflage
(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%), KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald)

Profile	Horizonte	C				N				P				
		n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	
K1	L	3	7,32	6,23	85,1	3	323,65	281,03	86,8	3	13,32	11,60	87,1	
K2	L	3	2,37	3,73	157,3	3	76,76	118,47	154,3	3	1,71	2,54	148,5	
	Of	3	3,34	2,77	82,8	3	146,68	119,5	81,5	3	5,79	4,95	85,5	
K3	Oh	1	3,02	-	-	1	175,21	-	-	1	7,92	-	-	
	L	3	10,31	7,38	71,6	3	334,73	248,53	74,2	3	5,21	3,22	61,8	
K4	Of	1	1,56	-	-	1	68,51	-	-	3	1,54	1,34	87,0	
	Oh	1	9,60	-	-	1	480,8	-	-	3	28,64	14,00	48,9	
M1	L	3	6,39	10,26	160,6	3	228,8	367,53	160,6	3	2,01	2,98	148,3	
	Of	3	2,00	1,73	86,3	3	95,82	82,29	85,9	3	2,08	1,99	95,7	
M2	Oh	2	26,73	34,73	129,9	2	1315,24	1708,94	129,9	2	27,81	36,32	130,6	
	L	2	13,02	5,07	38,9	2	399,9	118,44	29,6	3	11,16	7,51	67,3	
M4	Of	1	1,38	-	-	1	60,52	-	-	2	2,59	2,02	78,0	
	Oh	3	14,76	11,33	76,8	3	752,27	599,06	79,6	3	14,08	7,87	55,9	
S1	L	3	3,55	2,87	80,9	3	123,27	94,97	77,0	3	1,73	1,44	83,2	
	Of	2	2,03	1,03	50,8	2	79,39	29,67	37,4	3	3,27	2,82	86,2	
S2	Oh	1	12,25	-	-	1	610,42	-	-	2	16,11	1,61	10,0	
	L	1	3,82	-	-	1	115,4	-	-	2	5,66	0,74	13,1	
V1	Of	2	2,76	2,38	86,2	2	100,26	78,25	78,0	2	3,86	3,24	83,9	
	Oh	2	58,07	22,53	38,8	2	2932,21	1084,32	37,0	2	100,91	17,82	17,7	
V2	L	3	3,16	3,60	113,9	3	110,24	124,61	113,0	3	3,63	4,27	117,6	
	Of	2	61,94	79,57	128,5	2	2844,17	3649,71	128,3	3	82,45	134,03	162,6	
V3	Oh	2	6,40	5,40	84,4	2	478,43	479,97	100,3	3	18,47	18,99	102,8	
	L	2	0,30	0,30	99,7	2	12,55	13,04	103,9	2	0,47	0,51	108,5	
V4	Of	1	0,00	-	-	1	0,2	-	-	2	4,44	6,27	141,2	
	Oh	1	4,08	-	-	1	228,28	-	-	1	9,04	-	-	
Standortstypen	KBW	L	12	6,60	6,88	104,4	12	240,99	253,69	105,3	12	5,56	7,28	130,9
		Of	7	2,51	2,04	81,2	7	113,71	89,79	79,0	9	3,14	3,41	108,6
		Oh	4	16,52	23,41	141,7	4	821,62	1146,27	139,5	6	24,91	20,29	81,5
	MBW	L	6	6,75	5,66	83,8	6	214,17	164,68	76,9	8	6,25	6,00	96,0
		Of	5	2,19	1,42	64,9	5	83,96	45,07	53,7	7	3,24	2,31	71,3
		Oh	6	28,78	25,86	89,9	6	1455,28	1300,2	89,3	7	39,47	42,85	108,6
	Schlagflur	L	5	2,02	2,99	148,4	5	71,16	103,29	145,2	5	2,36	3,49	147,9
		Of	3	41,29	66,66	161,4	3	1896,18	3058,8	161,3	5	51,25	104,00	202,9
		Oh	3	5,63	4,05	72,0	3	395,05	368,84	93,4	4	16,11	16,21	100,6
	Vorwald	L	5	4,00	5,84	146,1	5	186,24	280,71	150,7	8	8,19	10,89	133,0
		Of	3	1,49	0,54	36,4	3	74,44	29	39,0	4	2,7	2,26	83,7
		Oh	2	0,45	0,57	125,9	2	23,73	29,9	126,0	2	1,14	1,45	127,2
Gesamt	L	28	5,35	5,93	110,9	28	195,14	219,94	112,7	33	5,88	7,54	128,2	
	Of	18	8,72	27,38	314,1	18	395,98	1257,38	317,5	25	12,72	46,85	368,3	
	Oh	15	17,10	22,02	128,8	15	883,38	1096,7	124,1	19	25,92	30,52	117,7	

Tab. A 41: Tiefenfunktion der Calcium-, Magnesium-, Kalium- und Natriumvorräte in der Humusauflage
(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%), KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-
Buchenwald)

Profile	Horizonte	Ca				Mg				K				Na				
		[kg/ha]				[kg/ha]				[kg/ha]				[kg/ha]				
		n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	
K1	L	3	146,3	61,1	41,7	3	59,7	72,1	120,8	3	43,7	54,1	123,9	3	3,8	3,9	103,4	
	K2	L	3	83,5	132,1	158,1	3	7,0	10,8	154,2	3	4,5	7,1	156,2	3	0,7	1,2	165,8
	Of	3	113,9	100,5	88,3	3	26,4	19,4	73,4	3	13,8	11,4	82,4	3	1,7	1,4	85,7	
K3	Oh	1	54,6	-	-	1	42,1	-	-	1	46,1	-	-	1	1,9	-	-	
	L	3	269,7	231,4	85,8	3	44,1	34,0	76,9	3	14,0	10,4	74,4	3	2,8	2,4	84,6	
	Of	3	40,7	35,1	86,3	3	6,9	5,7	81,7	3	1,6	1,3	79,9	3	0,1	0,1	120,0	
K4	Oh	3	200,7	216,5	107,8	3	147,3	57,3	38,9	3	88,6	47,3	53,4	3	6,0	4,3	70,9	
	L	3	190,7	306,5	160,7	3	25,5	42,0	164,7	3	9,3	14,8	159,2	3	3,0	5,1	168,4	
	Of	3	60,3	50,7	84,0	3	7,6	6,2	82,1	3	2,8	2,3	81,2	3	0,5	0,4	89,8	
M1	Oh	2	207,2	256,3	123,7	2	188,2	248,6	132,1	2	128,8	172,7	134,1	2	16,8	23,0	137,3	
	L	3	773,5	729,7	94,3	3	148,5	176,3	118,7	3	40,0	47,3	118,3	3	5,1	6,3	124,5	
	Of	2	65,7	46,4	70,7	2	11,2	8,6	77,4	2	4,0	3,1	76,6	2	0,9	0,6	69,7	
M2	Oh	3	54,0	50,6	93,7	3	71,6	41,2	57,5	3	37,8	18,2	48,2	3	6,6	4,2	63,4	
	L	3	84,4	68,6	81,2	3	11,6	9,7	83,8	3	5,1	5,1	99,0	3	0,4	0,4	97,6	
	Of	3	47,5	17,3	36,4	3	15,7	15,9	101,4	3	8,2	8,4	102,8	3	0,8	0,6	71,4	
M4	Oh	2	65,4	45,4	69,4	2	57,4	17,4	30,4	2	39,5	19,8	50,2	2	1,9	1,2	63,3	
	L	2	114,0	31,2	27,4	2	10,9	2,4	21,8	2	12,2	3,3	27,0	2	0,9	0,7	80,9	
	Of	2	58,8	45,7	77,7	2	7,6	5,7	74,6	2	4,7	4,0	86,1	2	0,2	0,0	25,0	
S1	Oh	2	1431,7	1542,4	107,7	2	216,8	88,2	40,7	2	188,8	58,5	31,0	2	19,3	2,4	12,4	
	L	3	74,5	77,4	103,8	3	9,2	10,1	110,1	3	10,1	12,5	123,7	3	0,6	0,5	84,5	
	Of	3	637,2	1012,5	158,9	3	152,9	248,3	162,4	3	148,4	238,3	160,6	3	11,4	18,8	164,8	
S2	Oh	3	12,1	10,0	82,5	3	34,8	36,3	104,3	3	44,6	49,6	111,3	3	2,0	2,0	97,0	
	L	2	9,4	8,8	93,5	2	0,8	0,8	100,0	2	0,7	0,7	95,8	2	0,1	0,0	16,7	
	Of	2	14,9	20,9	140,1	2	7,8	11,1	141,3	2	7,5	10,5	141,3	2	0,6	0,9	141,9	
V1	Oh	1	14,8	-	-	1	17,8	-	-	1	19,1	-	-	1	0,8	-	-	
	L	3	101,5	70,9	69,8	3	19,2	15,6	81,0	3	11,3	9,3	81,7	3	1,5	1,2	84,8	
	Of	3	252,8	372,0	147,1	3	39,1	55,6	142,0	3	19,1	26,0	136,1	3	1,2	1,0	81,2	
V2	Oh	2	19,8	23,7	120,0	2	3,5	3,7	104,6	2	1,7	1,7	101,8	2	0,1	0,0	25,0	
	L	1	1,1	-	-	1	0,5	-	-	1	0,4	-	-	1	0,0	-	-	
	Of	1	1,1	-	-	1	0,5	-	-	1	0,4	-	-	1	0,0	-	-	
V3	L	2	46,6	13,2	28,3	2	8,0	1,8	22,4	2	5,7	2,2	37,6	2	0,5	0,2	45,1	
	Of	2	35,9	8,7	24,2	2	12,6	4,6	36,2	2	8,4	3,8	44,4	2	0,6	0,5	77,4	
	Oh	1	12,3	-	-	1	7,4	-	-	1	5,5	-	-	1	0,5	-	-	
Standorttypen	KBW	L	12	172,6	188,9	109,5	12	34,1	43,9	128,7	12	17,9	29,3	163,6	12	2,6	3,2	123,6
		Of	9	71,6	67,5	94,2	9	13,7	14,3	104,5	9	6,1	8,2	135,7	9	0,8	1,0	136,8
		Oh	6	178,5	188,6	105,7	6	143,4	128,6	89,7	6	94,9	88,5	93,2	6	8,9	12,4	138,4
	MBW	L	8	350,2	525,9	150,2	8	62,7	118,1	188,3	8	20,0	30,5	152,8	8	2,3	4,1	179,8
		Of	7	55,9	29,6	52,9	7	12,1	10,7	88,9	7	6,0	5,6	94,5	7	0,6	0,5	82,5
		Oh	7	450,9	920,1	204,1	7	109,0	85,9	78,8	7	81,4	78,3	96,1	7	8,9	7,9	88,7
	Schlag- flur	L	5	48,5	65,5	135,0	5	5,8	8,5	146,0	5	6,4	10,3	161,2	5	0,4	0,5	121,6
		Of	5	388,3	793,0	204,2	5	94,9	192,8	203,2	5	92,0	185,4	201,5	5	7,1	14,6	205,2
		Oh	4	12,8	8,3	64,7	4	30,6	30,8	100,9	4	38,2	42,5	111,1	4	1,7	1,7	98,8
Vor- wald	L	8	144,5	222,6	154,1	8	23,9	33,7	141,1	8	12,9	15,9	123,3	8	1,1	0,9	82,9	
	Of	4	27,9	17,3	62,2	4	8,1	6,2	77,5	4	5,1	4,6	89,9	4	0,4	0,4	120,0	
	Oh	2	6,7	7,9	117,9	2	4,0	4,8	122,0	2	2,9	3,7	124,6	2	0,3	0,4	133,3	
Gesamt	L	33	190,0	307,1	161,6	33	34,3	65,8	191,9	33	15,4	24,2	157,1	33	1,8	2,9	156,6	
	Of	25	123,6	353,6	286,2	25	28,6	86,3	302,1	25	23,1	83,7	362,6	25	1,9	6,5	340,1	
	Oh	19	225,9	572,7	253,5	19	92,3	99,5	107,8	19	68,3	74,1	108,5	19	6,5	8,8	135,5	

Tab. A 42: Tiefenfunktion der Mangan-, Eisen- und Aluminiumvorräte in der Humusauflage
(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%), KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald)

Profile	Horizonte	Mn				Fe				Al				
		n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	
K1	L	3	17,88	22,56	126,2	3	183,88	274,8	149,4	3	171,07	259,87	151,9	
K2	L	3	3,34	5,34	159,9	3	8	12,47	155,9	3	7,09	10,96	154,6	
	Of	3	9,78	6,64	67,9	3	57,11	41,08	71,9	3	50,44	42,25	83,8	
K3	Oh	1	45,84	-	-	1	313,72	-	-	1	210,5	-	-	
	L	3	17,55	12,76	72,7	3	38,94	39,68	101,9	3	42,59	35,68	83,8	
	Of	3	3,45	2,84	82,3	3	8,5	6,37	74,9	3	7,97	6,58	82,6	
K4	Oh	3	77,46	12,51	16,2	3	816,11	507,62	62,2	3	588,98	299,35	50,8	
	L	3	6,03	9,84	163,2	3	5,27	7,93	150,5	3	6,95	10,64	153,1	
	Of	3	2,95	2,58	87,5	3	9,64	8,25	85,6	3	7,56	6,3	83,3	
M1	Oh	2	84,35	113,71	134,8	2	1034,66	1369,76	132,4	2	881,76	1177,32	133,5	
	L	3	57,86	65,07	112,5	3	76,25	132,07	173,2	3	83,67	138,23	165,2	
	Of	2	8,59	6,36	74,0	2	22,58	16,96	75,1	2	18,3	14,31	78,2	
M2	Oh	3	20,59	9,94	48,3	3	440,94	256,92	58,3	3	357,91	206,49	57,7	
	L	3	6,23	4,6	73,8	3	3,84	2,06	53,6	3	6,06	4,73	78,1	
	Of	3	11,33	10,71	94,5	3	48,55	63,22	130,2	3	45,07	59,91	132,9	
M4	Oh	2	24,75	1,53	6,2	2	334,17	145,45	43,5	2	288,17	111,3	38,6	
	L	2	8,19	1,13	13,8	2	9,63	4,35	45,2	2	9,34	5,1	54,6	
	Of	2	6,12	4,77	77,9	2	8,84	6,32	71,5	2	8,72	7,04	80,7	
S1	Oh	2	144,51	62,69	43,4	2	2151,12	2287,76	106,4	2	635,52	149,89	23,6	
	L	3	12,36	15,49	125,3	3	14,86	10,89	73,3	3	12,79	10,88	85,1	
	Of	3	250,68	409,37	163,3	3	635,97	1060,27	166,7	3	477,33	794,91	166,5	
S2	Oh	3	29,31	36,06	123,0	3	364,42	406,95	111,7	3	199,69	279,91	140,2	
	L	2	0,68	0,72	105,9	2	0,6	0,63	105,0	2	0,6	0,62	103,3	
	Of	2	4,35	6,14	141,1	2	45,9	64,88	141,4	2	36,77	51,97	141,3	
V1	Oh	1	17,15	-	-	1	143,04	-	-	1	113,48	-	-	
	L	3	7,5	6,77	90,3	3	39,25	35,59	90,7	3	37,59	34,44	91,6	
	Of	2	0,9	0,91	101,1	2	6,4	5,96	93,1	2	7,4	7,28	98,4	
V2	Oh	1	0,18	-	-	1	1,84	-	-	1	2,04	-	-	
	L	2	3,32	1,24	37,3	2	15,93	11,1	69,7	2	17,68	10,84	61,3	
	Of	2	6,3	2,88	45,7	2	38,79	24,3	62,6	2	39,94	22,27	55,8	
V3	Oh	1	3,3	-	-	1	25,39	-	-	1	27,43	-	-	
	L	12	11,2	13,86	123,8	12	59,02	141,12	239,1	12	56,92	132,36	232,5	
	Of	9	5,39	5,06	93,9	9	25,09	32,04	127,7	9	21,99	30,37	138,1	
Standorttypen	KBW	Oh	6	74,49	53,45	71,8	6	805,23	740,11	91,9	6	623,49	612,02	98,2
		L	8	26,08	43,69	167,5	8	32,44	79,43	244,9	8	35,99	83,85	233,0
		Of	7	9,06	7,37	81,3	7	29,78	41,55	139,5	7	27,04	39,23	145,1
	MBW	Oh	7	57,18	65,2	114,0	7	899,06	1277,38	142,1	7	417,31	207,89	49,8
		L	5	7,69	12,69	165,0	5	9,15	10,97	119,9	5	7,92	10,19	128,7
		Of	5	152,15	319,38	209,9	5	399,94	817,07	204,3	5	301,11	612,25	203,3
	Schlagflur	Oh	4	26,27	30,07	114,5	4	309,08	350,23	113,3	4	178,14	232,57	130,6
		L	8	5,26	5,07	96,4	8	25,23	24,85	98,5	8	26,26	24,43	93,0
		Of	4	3,6	3,57	99,2	4	22,6	23,63	104,6	4	23,67	23,15	97,8
Vorwald	Oh	2	1,74	2,2	126,4	2	13,61	16,66	122,4	2	14,74	17,95	121,8	
	L	33	12,84	23,93	186,4	33	36,83	93,38	253,5	33	36,99	89,52	242,0	
	Of	25	35,48	143,43	404,3	25	100,97	367,96	364,4	25	79,49	275,73	346,9	
Gesamt	Oh	19	50,3	54,45	108,3	19	652,02	905,26	138,8	19	389,69	414,21	106,3	

Tab. A 43: Tiefenfunktion der Blei-, Zink-, Kupfer- und Nickelvorräte in der Humusauflage

(Mittelwerte (x), Standardabweichung (s) und Variationskoeffizienten (s%), KBW = Kalkbuchenwald, MBW = Moder-Buchenwald)

Profile	Horizonte	Pb				Zn				Cu				Ni				
		n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	n	x	s	s%	
K1	L	3	1,05	1,16	110,5	3	10,47	15,04	143,6	3	0,31	0,31	100,0	3	0,15	0,2	133,3	
K2	L	3	0	0	-	3	1,25	1,98	158,4	3	0,06	0,08	133,3	3	0,07	0,11	157,1	
	Of	3	0,28	0,17	60,7	3	5,67	3,83	67,5	3	0,16	0,13	81,3	3	0,03	0,02	66,7	
K3	Oh	1	1,48	-	-	1	27,11	-	-	1	0,36	-	-	1	0,19	-	-	
	L	3	1,09	1,2	110,1	3	2,97	2,07	69,7	3	0,25	0,16	64,0	3	0,09	0,06	66,7	
K4	Of	3	0,21	0,16	76,2	3	0,66	0,45	68,2	3	0,07	0,06	85,7	3	0,02	0,02	100,0	
	Oh	3	26,21	14,5	55,3	3	40,16	24,11	60,0	3	1,6	0,66	41,3	3	0,89	0,42	47,2	
M1	L	3	0,01	0,01	100,0	3	1,74	2,78	159,8	3	0,15	0,24	160,0	3	0,04	0,06	150,0	
	Of	3	0,17	0,17	100,0	3	0,88	0,7	79,5	3	0,1	0,09	90,0	3	0,04	0,04	100,0	
M2	Oh	2	19,78	26,9	136,0	2	68,17	91,13	133,7	2	2,1	2,72	129,5	2	1,42	1,88	132,4	
	L	3	1,26	1,9	150,8	3	7,91	9,42	119,1	3	0,54	0,63	116,7	3	0,06	0,06	100,0	
M3	Of	2	0,56	0,45	80,4	2	1,72	1,19	69,2	2	0,13	0,08	61,5	2	0,03	0	0,0	
	Oh	3	11	7,09	64,5	3	17,81	11,62	65,2	3	1,3	0,91	70,0	3	0,46	0,2	43,5	
M4	L	3	0,05	0,06	120,0	3	1,16	0,36	31,0	3	0,09	0,07	77,8	3	0,01	0,01	100,0	
	Of	3	0,57	0,51	89,5	3	2,98	3,4	114,1	3	0,16	0,09	56,3	3	0,08	0,1	125,0	
S1	Oh	2	5,78	2,45	42,4	2	15,67	6,55	41,8	2	0,88	0,1	11,4	2	0,54	0,16	29,6	
	L	2	0,37	0,53	143,2	2	1,21	0,09	7,4	2	0,06	0,02	33,3	2	0,08	0,11	137,5	
S2	Of	2	0,02	0,03	150,0	2	0,72	0,33	45,8	2	0,07	0,06	85,7	2	0	0	-	
	Oh	2	9,53	9,69	101,7	2	72,77	28,96	39,8	2	2,35	0,57	24,3	2	0,26	0,18	69,2	
V1	L	3	0,4	0,31	77,5	3	1,25	1,02	81,6	3	0,06	0,06	100,0	3	0,01	0,01	100,0	
	Of	3	7,89	12,84	162,7	3	26,74	43,58	163,0	3	1,68	2,75	163,7	3	0,09	0,12	133,3	
V2	Oh	3	6,58	5,81	88,3	3	11,45	12,59	110,0	3	0,71	0,68	95,8	3	0,21	0,23	109,5	
	L	2	0	0	-	2	0,07	0,05	71,4	2	0,01	0,01	100,0	2	0	0	-	
V3	Of	2	0,97	1,38	142,3	2	1,93	2,73	141,5	2	0,16	0,23	143,8	2	0,04	0,05	125,0	
	Oh	1	2,34	-	-	1	5,74	-	-	1	0,36	-	-	1	0,08	-	-	
Standorttypen	KBW	L	3	0,22	0,18	81,8	3	2,89	2,43	84,1	3	0,16	0,13	81,3	3	0,07	0,06	85,7
		Of	3	0,15	0,19	126,7	3	1,45	1,85	127,6	3	0,18	0,25	138,9	3	0,11	0,18	163,6
Schlag- flur	MBW	Oh	2	0,05	0,05	100,0	2	0,38	0,42	110,5	2	0,03	0,03	100,0	2	0	0,01	-
		L	2	0,06	0,05	83,3	2	1,1	0,92	83,6	2	0,06	0,02	33,3	2	0,02	0,02	100,0
Vor- wald	Oh	L	2	0,22	0,2	90,9	2	1,46	1,07	73,3	2	0,11	0,07	63,6	2	0,04	0,02	50,0
		Of	1	0,1	-	-	1	0,79	-	-	1	0,04	-	-	1	0,02	-	-
Gesamt	L	L	12	0,54	0,9	166,7	12	4,11	7,69	187,1	12	0,19	0,21	110,5	12	0,09	0,11	122,2
		Of	9	0,22	0,15	68,2	9	2,41	3,14	130,3	9	0,11	0,1	90,9	9	0,03	0,02	66,7
Gesamt	Of	Oh	6	19,94	17,9	89,8	6	47,32	46,69	98,7	6	1,56	1,44	92,3	6	0,95	0,99	104,2
		L	8	0,58	1,18	203,4	8	3,7	6,12	165,4	8	0,25	0,42	168,0	8	0,04	0,06	150,0
Gesamt	Oh	Of	7	0,41	0,43	104,9	7	1,97	2,27	115,2	7	0,13	0,08	61,5	7	0,04	0,07	175,0
		Oh	7	9,09	6,24	68,6	7	32,9	30,57	92,9	7	1,48	0,85	57,4	7	0,42	0,2	47,6
Gesamt	L	L	5	0,24	0,31	129,2	5	0,78	0,97	124,4	5	0,04	0,05	125,0	5	0	0,01	-
		Of	5	5,12	9,86	192,6	5	16,82	33,71	200,4	5	1,07	2,12	198,1	5	0,07	0,1	142,9
Gesamt	Of	Oh	4	5,52	5,2	94,2	4	10,02	10,67	106,5	4	0,62	0,59	95,2	4	0,18	0,2	111,1
		L	8	0,15	0,16	106,7	8	1,9	1,86	97,9	8	0,14	0,16	114,3	8	0,07	0,11	157,1
Gesamt	Oh	Of	4	0,14	0,15	107,1	4	0,92	0,91	98,9	4	0,07	0,06	85,7	4	0,02	0,03	150,0
		Oh	2	0,05	0,06	120,0	2	0,42	0,52	123,8	2	0,02	0,03	150,0	2	0,01	0,02	200,0
Gesamt	L	L	33	0,41	0,8	195,1	33	2,97	5,57	187,5	33	0,17	0,25	147,1	33	0,06	0,09	150,0
		Of	25	1,24	4,5	362,9	25	4,93	15,2	308,3	25	0,3	0,95	316,7	25	0,04	0,06	150,0
Gesamt	Oh	L	19	10,81	12,43	115,0	19	29,22	34,99	119,7	19	1,17	1,08	92,3	19	0,49	0,64	130,6

Tab. A 44: Tiefenfunktion der Bodenarten in [%] des Feinbodens

(K1 bis K4: Kalk-Buchenwald, M1 bis M4: Moder-Buchenwald, S1, S2: Schlagflur, V1 bis V3: Vorwald)

Profil	Horizont	mittlere Tiefe [cm]	Boden- art	gS	mS	fS	gU	mU	fU	T	Sand	Schluff	Ton	Δ	Ton [%]
				<2000	<630	<200 μm	<63	<20	<6,3	<2					
K1	Ah	20	Us	1,0	1,3	15,0	42,4	18,6	12,9	8,8	17,2	73,9	8,8		0,0
K2	Ah	5	Ut3	3,0	3,0	6,5	37,0	23,9	9,2	17,5	12,5	70,1	17,5		0,0
	AhBv	30	Ut2	1,9	2,1	5,4	44,2	23,5	9,5	13,5	9,3	77,2	13,5		-4,0
K3	Ah	10	Ut3	1,3	2,5	5,0	40,0	23,3	13,1	14,8	8,9	76,4	14,8		0,0
	Bvt	40	Lu4	1,7	3,2	5,7	35,7	21,0	10,2	22,5	10,6	67,0	22,5		7,7
K4	Ah	10	Ut3	2,7	4,3	6,3	37,6	20,5	11,9	16,5	13,4	70,0	16,5		0,0
	AhBv	33	Ut3	1,7	2,5	7,3	37,5	22,1	11,3	17,4	11,6	71,0	17,4		0,9
	Bv1	48	Lt2	4,1	3,1	24,2	29,5	13,7	5,8	19,6	31,4	49,0	19,6		2,1
	Bv2	78	Ls3	5,5	5,5	40,4	23,4	8,2	4,3	12,7	51,4	35,9	12,7		-6,8
M1	Aeh	9	Ut3	2,2	3,5	5,3	42,4	18,6	12,5	15,5	11,0	73,5	15,5		0,0
	Al+Bt	25	Lu4	0,6	1,5	4,0	46,9	20,0	6,8	20,1	6,1	73,7	20,1		4,7
	Bt	58	Tu3	0,9	0,8	5,8	37,3	18,8	5,6	30,8	7,5	61,7	30,8		10,6
M2	Ah	8	Lu4	3,8	4,1	3,6	47,4	16,0	6,1	19,1	11,4	69,5	19,1		0,0
	Ah-Al	17	Ut3	2,1	3,3	3,6	47,5	20,1	7,4	16,1	8,9	75,0	16,1		-3,0
	Al+Bt	51	Lu4	0,4	0,7	7,4	43,3	17,2	7,9	23,2	8,5	68,3	23,2		7,1
	Bvt	56	Lu4	0,9	1,1	3,9	44,9	22,2	8,4	18,7	5,9	75,4	18,7		-4,5
M4	Ahe	5	Ut2	1,2	1,3	4,0	45,9	25,9	9,7	11,9	6,5	81,5	11,9		0,0
	Al	47	Ut2	2,0	1,8	4,7	48,8	26,4	7,1	9,3	8,4	82,3	9,3		-2,6
	Al+Bt	65	Ut3	0,5	0,7	2,9	49,2	24,8	6,7	15,2	4,2	80,6	15,2		5,9
	Bt	92	Ut3	5,0	4,7	9,0	32,3	23,7	9,6	15,7	18,8	65,5	15,7		0,5
	II Bt	161	Tu2	0,6	1,4	2,7	22,8	13,8	8,0	50,6	4,7	44,6	50,6		34,9
S1	Aeh	5	Ut3	5,7	4,1	9,5	42,0	21,1	7,5	10,2	19,3	70,5	10,2		0,0
	Al1	31	Ut3	2,3	1,5	3,9	44,6	24,4	8,8	14,5	7,7	77,8	14,5		4,3
	Al2	51	Ut3	1,9	0,8	3,5	44,4	24,4	8,1	17,0	6,1	76,9	17,0		2,5
	Bt	72	Lu4	0,6	0,7	3,3	43,0	21,0	7,3	24,0	4,7	71,3	24,0		7,0
	II Bt	91	Tu2	1,2	0,4	2,1	17,2	11,9	5,9	61,3	3,8	34,9	61,3		37,3
	S2	Aeh	5	Lu4	2,1	1,0	3,7	40,6	22,4	9,0	21,2	6,8	72,0	21,2	
Al1		9	Lu4	1,3	0,6	6,0	42,0	20,5	8,2	21,3	7,9	70,7	21,3		0,1
Al2		18	Lu4	1,6	0,6	2,7	41,1	23,0	8,4	22,7	4,9	72,5	22,7		1,4
Bt		23	Tu3	0,6	0,4	3,0	34,7	16,7	5,2	39,6	3,9	56,5	39,6		16,9
II Bt		33	Tu2	1,1	0,8	2,1	28,5	15,0	5,9	46,5	4,1	49,4	46,5		7,0
V1	Ah	29	Ut2	1,2	1,8	6,7	42,9	23,2	12,0	12,1	9,7	78,1	12,1		0,0
	Al+Bt	64	Lu4	1,0	1,2	3,5	36,3	21,7	12,3	24,1	5,7	70,3	24,1		11,9
	Bv1	134	Ut3	0,2	0,4	3,5	48,3	24,5	7,5	15,5	4,1	80,4	15,5		-8,6
	Bv2	144	Ut2	0,1	0,1	2,8	52,4	24,2	7,2	13,2	2,9	83,9	13,2		-2,4
V2	Ah	10	Uu	1,4	1,2	6,9	48,4	25,1	8,7	8,4	9,4	82,1	8,4		0,0
	Al	83	Uu	0,7	0,7	4,6	49,8	26,2	8,9	9,0	6,0	85,0	9,0		0,5
	Bt	93	Ut3	0,2	0,4	3,5	48,3	24,5	7,5	15,5	4,1	80,4	15,5		6,6
	Bv	113	Ut2	0,1	0,1	2,8	52,4	24,2	7,2	13,2	2,9	83,9	13,2		-2,4
V3	Ah	20	Ut2	1,0	1,3	4,9	51,5	22,3	9,5	9,5	7,1	83,3	9,5		0,0
	Al+Bt	50	Ut3	0,6	0,9	4,7	46,1	24,2	8,2	15,4	6,1	78,5	15,4		5,8
	Bt	70	Lu4	0,3	0,7	3,8	48,4	20,5	5,8	20,6	4,8	74,6	20,6		5,2
	ICv+Bt	145	Lt3	3,2	2,9	8,6	20,6	13,0	11,4	40,4	14,6	45,0	40,4		19,9
	II Ah+Bt	150	Tu3	1,1	1,1	3,9	36,0	18,0	9,1	30,7	6,1	63,2	30,7		-9,7
II Bt	175	Tu2	1,4	1,4	3,1	18,0	15,0	14,4	46,8	5,9	47,3	46,8		16,1	

Tab. A 45: Elementgehalte in [Gew.-%] von vier Lößprofilen

(C1: Bonn, C2: Klein-Altendorf, C3: Frankenforst, C4: Brühl, aus Veerhoff 1992, 86)

Löß- profile	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al
	[Gew.-%]						
C1	1,88	3,05	9,10	3,84	1,22	15,06	27,79
C2	1,93	2,87	8,84	3,47	1,46	15,47	28,10
C3	2,10	2,51	8,71	3,51	1,46	15,86	27,19
C4	1,86	2,65	8,99	3,72	1,19	15,62	27,58
x	1,94	2,77	8,91	3,64	1,33	15,50	27,67

Tab. A 46: Tiefenfunktion der mittleren Soll-Gesamtgehalte der Ausgangssubstrate Löß und Kalk
(in den Standorttypen (königswasserlösliche Gesamtgehalte der Kalke unter Berücksichtigung des Skelettanteils und der Gesamtgehalte aus dem Löß bezogen auf den Feinboden abzüglich Skelettanteil), Angaben der Elementgehalte im Löß nach Veerhoff (1992))

$$\text{Soll-Gehalt} = [EG_{(cC)} * \text{Skelettanteil} / 100] + [EG_{(lC)} * (1 - (\text{Skelettanteil} / 100))]$$

EG=Elementgehalt (cC)=anstehende Kalke (lC)=Löß, (negative Werte=Verluste, Bilanzen wurden aus den Originalwerten berechnet)

Kalk-Buchenwald

cm	Ca	Mg	K	[Gew.-%]				Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
				Na	Mn	Fe	Al					
5	2,31	2,89	8,82	3,60	1,32	15,35	27,39	0,03	1,60	0,00	0,03	0,24
10	2,31	2,89	8,82	3,60	1,32	15,35	27,39	0,03	1,60	0,00	0,03	0,24
30	6,54	4,27	7,80	3,19	1,19	13,56	24,23	0,36	20,05	0,01	0,40	3,05
60	11,15	5,78	6,70	2,74	1,04	11,63	20,78	0,71	40,10	0,02	0,80	6,10
90	12,99	6,38	6,25	2,56	0,98	10,85	19,40	0,86	48,12	0,02	0,96	7,32

Moder-Buchenwald

cm	Ca	Mg	K	[Gew.-%]				Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
				Na	Mn	Fe	Al					
5	2,06	2,80	8,87	3,62	1,32	15,42	27,54	0,54	7,30	0,08	0,07	0,45
10	2,07	2,81	8,87	3,62	1,32	15,42	27,54	0,50	5,58	0,06	0,06	0,36
30	2,06	2,80	8,87	3,62	1,32	15,42	27,54	0,60	6,76	0,08	0,07	0,45
60	6,22	4,09	7,86	3,21	1,18	13,64	24,38	3,11	71,22	0,16	0,51	2,63
90	10,55	5,18	5,85	2,37	0,91	10,08	18,44	43,30	377,09	5,00	4,45	28,02
120	2,76	2,37	7,18	2,92	1,10	12,41	22,93	49,89	711,98	8,61	7,34	46,50

Schlagflur

cm	Ca	Mg	K	[Gew.-%]				Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
				Na	Mn	Fe	Al					
5	2,27	2,76	8,87	3,62	1,32	15,42	27,53	0,12	0,37	0,10	0,01	0,15
10	2,27	2,76	8,87	3,62	1,32	15,42	27,53	0,12	0,37	0,10	0,01	0,15
30	2,27	2,76	8,87	3,62	1,32	15,42	27,53	0,12	0,37	0,10	0,01	0,15
60	10,63	2,45	7,73	3,16	1,16	13,45	24,01	3,14	9,87	2,74	0,33	4,10
90	15,05	2,29	7,13	2,91	1,07	12,40	22,15	4,74	14,90	4,13	0,50	6,19

Vorwald

cm	Ca	Mg	K	[Gew.-%]				Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
				Na	Mn	Fe	Al					
5	2,81	2,74	8,79	3,59	1,31	15,28	27,29	0,17	27,50	0,05	0,06	0,58
10	2,81	2,74	8,79	3,59	1,31	15,28	27,29	0,17	27,50	0,05	0,06	0,58
30	9,58	2,64	7,86	3,21	1,18	13,66	24,40	1,09	200,69	0,49	0,42	4,28
60	10,39	2,62	7,75	3,16	1,16	13,46	24,05	1,20	221,77	0,54	0,47	4,73
90	10,61	2,73	7,75	3,16	1,17	13,46	24,04	0,86	191,20	0,64	0,42	4,17
120	28,32	2,64	5,38	2,19	0,83	9,30	16,63	2,62	581,91	1,94	1,28	12,69

Tab. A 47: Tiefenfunktion der mittleren königswasserlöslichen Elementgehalte im Feinboden der Standorttypen
Buchstaben a-d weisen auf signifikante Unterschiede zwischen den Varianten auf dem Signifikanzniveau: <0,05 hin (Scheffé-Test, ANOVA)

Kalk-Buchenwald ^(a)												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	1,04 ^{bcd}	0,66 ^{bcd}	0,29 ^{bc}	0,02 ^d	0,20 ^{bcd}	3,20 ^{bcd}	2,06 ^{bcd}	463,83 ^d	2531,05 ^{bcd}	7,38 ^{cd}	20,97	64,29 ^{bcd}
10	0,78 ^{bcd}	0,62 ^{bcd}	0,31 ^b	0,02 ^c	0,23 ^{bcd}	3,47 ^{bcd}	2,09 ^{bcd}	615,94 ^{bd}	2453,63 ^{bcd}	9,19 ^{bcd}	18,54	52,47 ^{bcd}
30	0,93 ^{bcd}	1,02 ^{bcd}	0,37 ^d	0,02 ^{bcd}	0,25 ^{bcd}	3,68 ^{bcd}	2,03	247,40 ^d	2439,70 ^{bcd}	8,21 ^{bcd}	18,92 ^c	57,74 ^{bcd}
60	0,99 ^{bcd}	2,74 ^{bcd}	0,53	0,02	0,13	5,20	2,01	481,79 ^{bcd}	2466,50 ^a	3,21	16,25	47,87
90	2,34	6,36	1,04	0,02	0,09	5,43	2,07	717,93	5142,82	-	18,53	64,16

Moder-Buchenwald ^(b)												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	0,23 ^a	0,27 ^{ad}	0,22 ^{ad}	0,02	0,11 ^a	2,52 ^{ac}	1,81 ^{ac}	333,11 ^d	1451,41 ^{ad}	5,41	20,31	41,36 ^a
10	0,23 ^{ad}	0,26 ^{ad}	0,22 ^{ad}	0,02 ^c	0,11 ^a	2,45 ^a	1,82 ^a	316,38 ^a	1355,86 ^a	5,01 ^{ac}	17,81	39,99 ^a
30	0,17 ^a	0,24 ^a	0,23 ^{ad}	0,02 ^a	0,08 ^a	2,59 ^a	1,83	257,20 ^d	1118,44 ^a	3,01 ^a	14,59	36,41 ^a
60	0,15 ^a	0,39 ^a	0,38	0,01	0,07	3,17	2,44	226,48 ^a	1084,69	1,98	14,14	39,34
90	2,76	0,75	0,85	0,02	0,11	4,85	3,68	203,38	2149,62	10,42	28,93	88,58
120	6,97	0,38	0,88	0,02	0,13	5,30	4,15	245,09	2676,40	15,07	39,51	116,32

Schlagflur ^(c)												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	0,23 ^a	0,21 ^{ad}	0,21 ^{ad}	0,02	0,09 ^a	2,14 ^{ab}	1,46 ^{ab}	286,55	1299,15 ^a	3,66 ^a	19,70 ^a	34,69 ^a
10	0,08 ^{ad}	0,16 ^{ad}	0,26	0,01 ^{ad}	0,05 ^a	2,18 ^a	1,47 ^a	225,64	626,54 ^a	1,11 ^{ad}	17,70	29,33 ^a
30	0,04 ^a	0,15 ^a	0,29	0,01 ^a	0,04 ^a	2,04 ^a	1,67	135,71	666,66 ^a	0,54 ^a	11,90 ^a	30,22 ^a
60	0,08 ^a	0,23 ^a	0,81	0,01	0,06	2,90	2,18	118,75 ^a	851,39	1,97	16,93	47,80
90	0,10	0,84	0,94	0,01	0,08	3,27	3,22	202,54	1744,05	7,65	30,72	80,77
120	-	-	-	-	-	3,78	3,36	-	-	-	-	-

Vorwald ^(d)												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	0,48 ^a	0,38 ^{abc}	0,33 ^{bc}	0,02 ^a	0,13 ^a	2,29 ^a	1,61 ^a	92,13 ^{ab}	1029,28 ^{ab}	4,16 ^a	17,14 ^a	35,39 ^a
10	0,48 ^{abc}	0,38 ^{abc}	0,33 ^d	0,02 ^c	0,13 ^a	2,29 ^a	1,61 ^a	92,13 ^{ab}	1029,28 ^a	4,16 ^a	17,14 ^a	35,39 ^a
30	0,28 ^a	0,29 ^a	0,35 ^d	0,01 ^a	0,11 ^a	2,43 ^a	1,66	83,41 ^{ab}	988,82 ^a	3,22 ^a	14,97	34,39 ^a
60	0,08 ^a	0,21 ^a	0,35	0,01	0,12	2,40	2,13	40,54 ^a	603,65 ^a	1,16	10,07	30,08
90	0,17	0,35	0,70	0,01	0,18	3,59	2,24	65,68	1275,77	3,18	20,11	49,23
120	0,06	0,26	0,49	0,01	0,14	2,56	2,27	46,33	740,43	1,51	13,81	34,94
150	0,03	0,30	0,39	0,01	0,04	-	-	2,67	43,66	0,03	9,43	22,00

Tab. A 48: Tiefenfunktion der mittleren königswasserlöslichen Elementgehalte im Bodenskelett der Standorttypen

Kalk-Buchenwald												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	15,55	5,39	0,10	0,01	0,19	0,24	0,62	199,97	10724,88	6,72	44,66	207,35
10	17,77	5,74	0,10	0,01	0,19	0,24	0,62	199,97	10724,88	6,72	44,66	207,35
30	19,61	6,51	0,08	0,01	0,15	0,22	0,52	226,63	10245,85	5,65	47,44	196,71
60	29,39	7,93	0,08	0,01	0,14	0,12	0,41	116,21	4791,28	4,18	13,34	105,08
90	37,31	12,90	0,07	0,02	0,11	0,01	0,20	54,69	377,82	0,22	4,25	25,53

Moder-Buchenwald												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	40,20	8,04	0,09	0,02	0,09	0,02	0,40	80,37	1518,37	9,58	8,19	47,69
10	22,66	9,44	0,09	0,02	0,05	0,05	0,71	494,23	2997,22	4,38	19,56	69,60
30	20,54	8,55	0,09	0,02	0,07	0,11	0,72	666,29	4429,92	5,40	24,12	98,91
60	11,84	5,66	0,11	0,02	0,08	0,15	0,66	645,71	4839,98	4,60	24,22	113,09
90	31,10	17,94	0,13	0,07	0,07	0,03	0,22	63,71	1083,58	8,30	8,38	30,12
120	9,89	15,75	0,16	0,11	0,10	0,08	2,10	206,07	3228,85	36,72	29,61	145,91

Schlagflur												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	0,08	1,53	0,05	0,03	0,19	0,36	1,51	767,81	9743,80	43,68	77,84	481,31
10	0,00	0,24	0,12	0,01	0,09	0,22	0,81	402,31	5830,30	5,19	41,47	203,08
30	0,01	0,14	0,09	0,01	0,10	0,19	0,80	426,10	4561,62	3,53	23,58	173,79
60	20,05	0,29	0,08	0,01	0,07	0,12	0,77	387,78	3450,71	5,45	24,83	126,07
90	0,01	0,09	0,12	0,01	0,07	0,15	0,79	408,00	4462,22	6,49	38,49	223,20
120	67,49	0,38	0,03	0,01	0,02	0,00	0,08	23,70	74,48	20,65	2,51	30,97

Vorwald												
cm	Ca	Mg	K	Na	Mn	Fe	Al	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni
	[Gew.-%]				[mg/kg]							
5	10,29	4,12	0,04	0,02	0,24	0,19	0,77	177,45	4725,76	4,67	26,55	140,53
10	10,29	4,12	0,04	0,02	0,24	0,19	0,77	177,45	4725,76	4,67	26,55	140,53
30	0,04	0,62	0,04	0,03	0,29	0,17	1,13	192,15	3402,71	3,37	22,13	112,63
60	19,65	0,88	0,03	0,03	0,23	0,12	1,01	151,38	2552,39	6,44	19,49	89,25
90	20,26	0,57	0,03	0,02	0,36	0,13	0,90	166,89	5592,88	11,31	29,83	133,45
120	7,00	3,39	0,03	0,06	1,40	0,10	3,04	318,87	2465,78	12,97	19,83	180,93
150	45,26	1,71	0,09	0,01	0,13	0,03	0,25	22,87	1550,40	4,83	8,33	41,21
>150	62,86	0,02	0,07	0,01	0,04	0,01	0,27	14,45	2168,02	2,62	4,25	44,90

Tab. A 49: Tiefenfunktion der Gesamtgehalte des Gesamtprobenkollektivs und der Standorttypen (Carbonat-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte, königswasserlösliche Gesamtgehalte von Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Pb, Zn, Cd, Ni und Cu im Feinboden. Angaben in [Gew.-%]; x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

Table with columns for element types (CaCO3, C, N, P, Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al) and depth intervals (Gesamt, Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur, Vorwald) across various depths (5, 10, 30, 60, 90, 120, 150 cm).

Fortsetzung Tab. A 49: Schwermetalle:

Table with columns for heavy metals (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni) and depth intervals (Gesamt, Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur, Vorwald) across various depths (5, 10, 30, 60, 90, 120, 150 cm).

Tab. A 50: Tiefenfunktion der Gesamtgehalte der Profile des Kalk-Buchenwaldes (K1, K2, K3, K4)
(Carbonat-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte, königswasserlösliche Gesamtgehalte von Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Pb, Zn, Cd, Ni und Cu im Feinboden, Angaben in [Gew.-%]; x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum
s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

	K1					K2				K3				K4				
	Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]				Tiefenstufen [cm]				Tiefenstufen [cm]				
	5	10	30	60	90	5	10	30	60	5	10	30	60	5	10	30	60	90
CaCO ₃ [%]	x	1,30	1,25	1,12	29,98	34,45	0,58	0,58	53,00	0,73	0,72	0,68	7,12	0,97	0,98	2,62	6,86	7,94
	med	1,52	1,52	1,52	19,85	34,45	0,59	-	-	0,53	0,52	0,68	0,70	1,02	0,97	1,56	6,86	7,91
	min	0,08	0,08	0,08	19,85	18,66	0,57	-	-	0,52	0,52	0,66	0,66	0,41	0,97	1,56	5,80	7,91
	max	1,52	1,52	1,52	50,24	50,24	0,59	-	-	1,84	1,84	0,70	20,00	1,02	1,02	5,80	7,91	8,00
	s	0,52	0,54	0,56	17,55	22,33	0,01	-	-	0,49	0,50	0,03	11,15	0,18	0,02	2,12	1,22	0,05
s%	39,83	43,64	49,46	58,52	64,82	1,65	-	-	67,37	68,32	4,16	156,66	18,17	2,30	80,92	17,77	0,65	
n	14	14	17	3	2	13	3	3	13	13	2	3	12	12	4	4	3	
C [%]	x	3,90	3,78	3,39	0,16	0,12	5,15	1,82	0,30	4,10	1,90	1,27	4,87	5,06	2,33	0,78	0,41	
	med	3,50	3,48	3,43	0,24	0,12	4,83	-	-	3,62	1,90	0,95	4,51	5,00	2,48	0,94	0,00	
	min	3,17	1,71	0,72	0,00	0,00	2,26	-	-	2,62	0,95	0,00	3,23	3,23	0,93	0,00	0,00	
	max	6,47	6,47	6,47	0,24	0,24	7,19	-	-	7,75	2,86	2,86	6,89	6,89	3,41	1,23	1,23	
	s	1,00	1,15	1,50	0,14	0,17	1,35	-	-	1,45	1,55	1,35	1,46	1,18	1,29	1,03	0,54	0,71
s%	25,51	30,55	44,14	86,00	141,42	26,23	-	-	37,20	71,06	114,81	24,27	25,45	44,36	68,89	173,21	0,71	
n	14	14	16	3	2	13	2	2	13	13	2	3	12	12	4	4	3	
N [%]	x	0,28	0,27	0,25	0,04	0,04	0,39	0,23	0,03	0,28	0,15	0,10	0,29	0,30	0,18	0,07	0,02	
	med	0,28	0,28	0,28	0,05	0,04	0,41	-	-	0,26	0,15	0,07	0,27	0,29	0,18	0,07	0,02	
	min	0,25	0,15	0,13	0,02	0,02	0,14	-	-	0,21	0,07	0,00	0,22	0,22	0,17	0,04	0,00	
	max	0,32	0,32	0,32	0,05	0,05	0,52	-	-	0,52	0,23	0,23	0,41	0,41	0,20	0,10	0,04	
	s	0,02	0,04	0,06	0,02	0,02	0,09	-	-	0,08	0,12	0,12	0,06	0,06	0,02	0,04	0,03	
s%	7,18	15,06	24,73	43,30	60,61	23,35	-	-	27,63	76,40	118,60	20,36	19,21	11,30	59,10	141,42	0,03	
n	13	13	15	3	2	13	2	2	13	2	3	11	11	2	2	2	2	
P [%]	x	0,035	0,031	-	-	0,040	0,023	-	-	0,031	-	0,030	0,033	0,033	0,031	0,040	0,050	
	med	0,035	0,031	-	-	0,040	-	-	-	-	-	-	0,033	0,033	0,031	0,040	-	
	min	0,033	0,026	-	-	0,029	-	-	-	-	-	-	0,031	0,031	0,029	0,031	-	
	max	0,037	0,037	-	-	0,051	-	-	-	-	-	-	0,035	0,035	0,033	0,050	-	
	s	0,003	0,008	-	-	0,016	-	-	-	-	-	-	0,003	0,003	0,002	0,013	-	
s%	8,18	25,08	-	-	40,01	-	-	-	-	-	-	20,36	19,21	11,30	59,10	-		
n	2	2	-	-	2	-	-	-	-	3	-	2	2	3	2	1	1	
Ca [%]	x	1,09	1,07	-	-	1,73	0,65	0,28	-	0,84	0,76	0,45	0,54	0,80	1,98	2,34	-	
	med	1,25	1,25	-	-	1,39	-	-	-	0,78	0,78	-	0,58	0,45	1,98	-	-	
	min	0,27	0,21	-	-	1,39	-	-	-	0,31	0,29	-	0,38	0,33	1,61	-	-	
	max	1,25	1,25	-	-	3,47	-	-	-	1,45	1,45	-	0,58	1,61	2,34	-	-	
	s	0,38	0,41	-	-	0,78	-	-	-	0,28	0,29	-	0,08	0,71	0,51	-	-	
s%	34,81	38,05	-	-	45,03	-	-	-	33,23	37,85	-	14,82	89,23	26,06	-	-		
n	12	11	-	-	12	2	2	-	12	12	-	11	3	2	-	-		
Mg [%]	x	0,77	0,77	-	-	0,76	0,47	0,53	-	0,70	0,67	1,45	0,44	2,17	5,61	6,36	-	
	med	0,85	0,85	-	-	0,77	-	-	-	0,70	0,70	-	0,43	1,10	5,61	-	-	
	min	0,37	0,38	-	-	0,70	-	-	-	0,51	0,48	-	0,43	0,57	4,85	-	-	
	max	0,85	0,85	-	-	0,78	-	-	-	0,85	0,73	-	0,53	4,85	6,36	-	-	
	s	0,18	0,19	-	-	0,02	-	-	-	0,07	0,08	-	0,03	2,33	1,07	-	-	
s%	23,45	24,32	-	-	2,58	-	-	-	10,65	12,30	-	7,92	107,50	19,07	-	-		
n	12	11	-	-	12	2	2	-	12	12	-	11	3	2	-	-		
K [%]	x	0,33	0,34	-	-	0,28	0,43	0,39	-	0,33	0,34	0,49	0,23	0,44	0,70	1,04	-	
	med	0,31	0,31	-	-	0,21	-	-	-	0,31	0,31	-	0,20	0,45	0,70	-	-	
	min	0,31	0,31	-	-	0,21	-	-	-	0,31	0,31	-	0,20	0,37	0,37	-	-	
	max	0,48	0,48	-	-	0,68	-	-	-	0,51	0,51	-	0,43	0,49	1,02	-	-	
	s	0,06	0,06	-	-	0,15	-	-	-	0,06	0,06	-	0,07	0,06	0,46	-	-	
s%	16,95	18,32	-	-	55,59	-	-	-	17,82	18,89	-	31,74	13,71	65,98	-	-		
n	12	11	-	-	12	2	2	-	12	12	-	11	3	2	-	-		
Na [%]	x	0,024	0,025	-	-	0,027	0,014	0,022	-	0,020	0,018	0,018	0,018	0,019	0,016	0,016	-	
	med	0,026	0,026	-	-	0,028	-	-	-	0,021	0,021	-	0,019	0,019	0,019	-	-	
	min	0,017	0,018	-	-	0,021	-	-	-	0,008	0,001	-	0,013	0,016	0,016	-	-	
	max	0,026	0,026	-	-	0,028	-	-	-	0,026	0,023	-	0,019	0,022	0,022	-	-	
	s	0,003	0,003	-	-	0,002	-	-	-	0,004	0,006	-	0,002	0,003	0,004	-	-	
s%	13,55	10,13	-	-	8,95	-	-	-	19,97	36,03	-	9,89	16,29	23,50	-	-		
n	12	11	-	-	12	2	2	-	12	12	-	11	3	2	-	-		
Mn [%]	x	0,26	0,26	-	-	0,11	0,13	0,09	-	0,25	0,25	0,21	0,18	0,31	0,13	0,09	-	
	med	0,28	0,28	-	-	0,07	-	0,09	-	0,25	0,25	-	0,15	0,32	0,13	-	-	
	min	0,15	0,17	-	-	0,07	-	0,09	-	0,22	0,22	-	0,15	0,18	0,09	-	-	
	max	0,28	0,28	-	-	0,50	-	0,09	-	0,28	0,30	-	0,40	0,42	0,18	-	-	
	s	0,05	0,05	-	-	0,12	-	0,00	-	0,01	0,02	-	0,08	0,12	0,06	-	-	
s%	18,62	17,39	-	-	107,16	-	0,00	-	5,75	7,41	-	41,59	40,21	44,51	-	-		
n	12	11	-	-	12	2	2	-	12	12	-	11	3	2	-	-		
Fe [%]	x	3,33	3,34	3,38	3,87	3,88	2,59	4,80	-	4,12	4,20	3,87	2,67	4,78	6,53	8,52	-	
	med	3,28	3,28	3,28	-	3,88	2,38	-	-	4,29	4,29	-	2,69	4,78	6,53	-	-	
	min	3,28	3,28	3,28	-	3,87	2,38	-	-	3,28	3,79	-	2,53	4,53	4,53	-	-	
	max	3,79	3,79	3,87	-	3,90	4,70	-	-	4,29	4,29	-	2,69	5,03	8,52	-	-	
	s	0,15	0,16	0,22	-	0,02	0,70	-	-	0,34	0,20	-	0,05	0,35	2,82	-	-	
s%	4,58	4,76	6,38	-	0,55	26,80	-	-	8,15	4,77	-	1,78	7,41	43,20	-	-		
n	12	11	12	-	11	1	1	-	12	11	-	10	2	2	-	-		
Al [%]	x	1,94	1,95	2,00	2,70	2,70	2,12	2,64	2,70	2,27	2,30	2,70	1,95	1,57	0,97	0,81	-	
	med	1,92	1,92	1,92	-	2,70	2,06	-	-	2,14	2,14	-	1,84	1,57	0,97	-	-	
	min	1,77	1,77	1,77	-	2,70	2,06	-	-	1,92	2,14	-	1,84	1,14	0,81	-	-	
	max	2,40	2,40	2,58	-	2,70	2,64	-	-	3,36	3,36	-	2,94	2,01	1,14	-	-	
	s	0,15	0,16	0,24	-	0,00	0,17	-	-	0,38	0,38	-	0,35	0,62	0,23	-	-	
s%	7,69	8,04	11,80	-	0,00	8,20	-	-	16,79	16,62	-	17,84	39,06	23,93	-	-		
n	12	11	12	1	2	11	1	1	12	11	-	10	2	2	-	-		
Pb [mg/kg]	x	212,1	-	208,4	-	-	54,5	195,8	98,7	1266,8	1335,6	755,3	351,8	268,5	536,6	717,9	-	
	med	220,6	-	220,6	-	-	28,4	-	-	1446,5	1446,5	-	338,3	355,3	536,6	-	-	
	min	161,7	-	125,7	-	-	28,4	-	-	220,6	833,9	-	331,3	12,3	355,3	-	-	
	max	220,6	-	220,6	-	-	234,6	-	-	1446,5	1446,5	-	494,3	438,0	717,9	-	-	
	s	20,9	-	30,0	-	-	64,6	-	-	380,4	210,9	-	47,3	225,7	256,4	-	-	
s%	9,8	-	14,4	-	-	118,5	-	-	30,0	15,8	-	13,4	84,0	47,8	-	-		
n	13	-	12	-	-	12	2	1	12	12	-	11	3	2	-	-		
Zn [mg/kg]	x	2574,8	2552,6	-	-	2463,1	842,6	816,9	-	2746,6	2540,6	1426,5	2397,2	2858,3	3811,3	5142,8	-	
	med	2823,1	-	-	-	2457,3	-	-	-	3033,0	3033,0	-	2486,4	2829,7	3811,3	-	-	
	min	1085,6	-	-	-	978,9	-	-	-	1205,2	352,0	-	989,9	2479,8	2479,8	-	-	
	max	2823,1	-	-	-	4006,3	-	-	-	3033,0	3033,0	-	3002,0	3265,3	5142,8	-	-	
	s	608,1	-	-	-	645,6	-	-	-	629,6	933,2	-	491,7	393,6	1883,1	-	-	
s%	23,6																	

Tab. A 51: Tiefenfunktion der Gesamtgehalte der Profile des Moder-Buchenwaldes (M1, M2, M3, M4)

(Carbonat-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte, k6nigswasserl6sliche Gesamtgehalte von Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Pb, Zn, Cd, Ni und Cu im Feinboden, Angaben in [Gew.-%]; \bar{x} =Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s =Standardabweichung, $s\%$ =Variationskoeffizient)

	M1					M2				M3						M4							
	Tiefenstufen [cm]					[cm]				[cm]						[cm]							
	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120	150
CaCO ₃ [%]	x	0,04	0,01	0,44	0,96	5,91	0,41	0,42	0,84	7,67	18,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,09	1,78	6,66
	med	0,05	0,00	0,00	1,05	5,91	0,41	0,41	0,24	3,01	18,07	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,52	6,66
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	1,23	0,41	0,41	0,00	2,63	17,33	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,81
	max	0,05	0,11	1,72	1,76	10,59	0,41	0,48	2,86	17,33	18,80	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,52	12,50	12,50
	s	0,02	0,03	0,72	0,84	6,62	0,00	0,03	1,37	7,43	10,4	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,21	4,03	8,27
	s%	44,38	235,61	165,64	87,06	111,99	0,00	6,46	163,93	96,86	5,75	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00	0,00	244,95	225,79	124,21

Fortsetzung Tab. A 51: Schwermetalle:

	M1					M2				M3						M4							
	Tiefenstufen [cm]					[cm]				[cm]						[cm]							
	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120	150
Pb [mg/kg]	x	455,26	423,42	298,53	358,96	251,97	257,00	254,97	127,99	133,15	65,33	653,60	653,60	372,63	58,83	26,00	136,32	246,64	236,64	238,64	267,97	277,42	299,47
	med	493,28	493,28	302,14	336,63	-	267,97	267,97	127,99	133,15	-	-	-	-	-	-	-	244,64	244,64	244,64	208,65	299,47	299,47
	min	244,98	167,65	167,65	330,97	-	183,32	137,99	121,69	101,32	-	-	-	-	-	-	-	221,64	148,32	174,65	174,65	134,32	248,64
	max	493,28	493,28	410,29	410,29	-	267,97	267,97	134,32	164,98	-	-	-	-	-	-	-	291,64	244,98	244,98	420,62	399,29	350,30
	s	77,48	104,33	83,10	44,51	-	26,72	41,11	8,96	45,01	-	-	-	-	-	-	-	15,64	27,82	20,21	133,29	121,64	71,88
	s%	17,02	24,64	27,84	12,40	-	10,40	16,12	7,00	33,81	-	-	-	-	-	-	-	6,34	11,75	8,46	49,74	43,85	24,00

Tab. A 52: Tiefenfunktion der Gesamtgehalte der Profile der Schlagflur (S1,S2) und des Vorwaldes (V1, V2, V3) (Carbonat-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalte, königswasserlösliche Gesamtgehalte von Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, Pb, Zn, Cd, Ni und Cu im Feinboden der Profile, Angaben in [Gew.-%]; x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum, s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

Table with columns for Schlagflur (S1, S2) and Vorwald (V1, V2) and rows for various elements (CaCO3, C, N, P, Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al) across different depths (5, 10, 30, 60, 90, 120 cm).

Fortsetzung Tab. A 52: Schwermetalle:

Table with columns for Schlagflur (S1, S2) and Vorwald (V1, V2) and rows for heavy metals (Pb, Zn, Cd, Cu, Ni) across different depths (5, 10, 30, 60, 90, 120 cm).

Tab. A 53: Tiefenfunktion der Stickstoffvorräte der Profile und der Standorttypen

(K1-K4 = Kalk-Buchenwald (Braunerde-Rendzinen, Braunerden), M1-M4 = Moder-Buchenwald, S1 und S2 = Schlagflur, V1-V3 = Vorwald (jew. Parabraunerden) A = Acker (Braunerde), eff. W. = effektiver Wurzelraum)

		Stickstoffvorräte in kg ha ⁻¹ (Kjeldahl-Förster-Aufschluß)																		
		K1	K2	K3	K4	Profile				S1	S2	V1	V2	V3	A	Kalk-Buchenwald	Moder-Buchenwald	Schlagflur	Vorwald	Gesamt
Humusauflage (CNS)	L	323,7	76,8	334,7	228,8	399,9	123,3	-	115,4	110,3	12,6	25,6	388,1	64,8	-	241,0	214,2	71,2	186,2	178,1
	Of	-	148,7	68,5	95,8	60,5	79,4	-	100,3	2844,2	0,2	-	49,3	87,0	-	113,7	84,0	1896,2	74,4	542,1
	Oh	-	175,2	480,8	1315,2	752,3	61,4	-	2932,2	478,4	228,3	-	2,6	44,9	-	821,6	1455,3	395,1	23,7	673,9
Tiefenstufen [cm]	5	1115,2	976,7	1342,3	1426,1	1272,1	1345,1	4427,8	1080,8	1226,9	1283,1	1014,5	1055,1	890,6	600,0	1206,6	1304,9	1254,0	987,8	1180,8
	10	1078,7	116,5	1342,3	1468,4	918,0	1203,7	746,3	1209,5	843,9	475,1	1014,5	1055,1	890,6	600,0	1227,1	1085,9	685,8	987,8	1073,4
	30	2105,6	466,0	1522,5	2189,8	759,1	1552,7	820,9	2069,7	1518,4	732,3	3808,2	1057,2	1612,7	2400,0	1891,7	1581,0	1223,6	2258,7	1890,9
	60	505,0	3,0	253,8	964,8	1630,4	906,1	671,6	1429,5	1116,4	737,4	1874,3	1590,8	1188,2	1200,0	411,9	1252,1	926,9	1436,7	1064,0
	90	-	-	-	204,8	848,0	222,5	522,4	1531,6	666,7	-	1106,0	801,5	546,2	600,0	204,8	1197,3	666,7	711,9	836,2
	120	-	-	-	-	0,0	-	480,0	1625,6	98,0	-	1344,0	320,3	806,8	400,0	-	932,8	98,0	605,5	651,4
	150	-	-	-	-	-	-	-	2477,6	-	-	1512,0	-	567,2	800,0	-	2477,6	-	882,1	1400,2
	180	-	-	-	-	-	-	-	485,1	-	-	0,0	-	602,5	500,0	-	485,1	-	401,7	455,7
210	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	398,0	-	-	-	-	398,0	
Humusauflage		324	401	884	1640	1213	264	0	3148	3433	241	26	440	197	0	1176	1753	2362	284	1394
0-30		4299	1559	4207	5084	2949	4101	5995	4360	3589	2491	5637	3167	3394	3600	4325	3972	3163	4234	4145
30-90		505	3	254	1170	2478	1129	1194	2961	1783	737	2980	2392	1734	1800	617	2449	1594	2149	1900
Mineralboden		4804	1562	4461	6254	5428	5230	7669	11909	5470	3228	11474	5880	7105	7498	4942	10317	4855	8272	8951
eff. W. L-90		5128	1963	5345	7894	6640	5494	7189	10469	8805	3469	8643	6000	5325	5400	6118	8175	7119	6667	7439
Gesamt L-120		5128	1963	5345	7894	6640	5494	7669	15057	8903	3469	11499	6320	7301	7498	6118	12070	7217	8557	10345

		Stickstoffvorräte in kg ha ⁻¹ (CNS-Analysator)																		
		K1	K2	K3	K4	Profile				S1	S2	V1	V2	V3	A	Kalk-Buchenwald	Moder-Buchenwald	Schlagflur	Vorwald	Gesamt
Humusauflage (CNS)	L	323,7	76,8	334,7	228,8	399,9	123,3	-	115,4	110,3	12,6	25,6	388,1	64,8	-	240,99	214,2	71,2	186,2	178,1
	Of	-	148,7	68,5	95,8	60,5	79,4	-	100,3	2844,2	0,2	-	49,3	87,0	-	113,71	84,0	1896,2	74,4	542,1
	Oh	-	175,2	480,8	1315,2	752,3	61,4	-	2932,2	478,4	228,3	-	2,6	44,9	-	821,62	1455,3	395,1	23,7	673,9
Tiefenstufen [cm]	5	1201,2	941,7	1318,0	1711,6	1426,1	1323,4	-	1305,5	1463,9	1683,5	1052,9	1192,6	945,3	-	1276,1	1350,7	1573,7	1070,4	1296,9
	10	1099,4	85,8	1318,0	1711,6	1105,0	1302,1	-	1587,5	601,5	549,8	1052,9	1192,6	945,3	-	1297,9	1333,0	575,7	1070,4	1214,9
	30	2292,5	343,0	-	2391,2	932,1	1163,2	-	2855,9	2405,9	1534,7	4211,7	744,0	1890,5	-	2086,9	2161,9	1970,3	2721,5	2355,5
	60	-	11,6	-	-	915,6	1238,8	-	788,0	2405,9	463,9	-	1329,3	-	-	11,6	932,6	1434,9	1329,3	992,7
	90	-	-	-	-	-	218,0	-	1196,1	1129,6	-	-	1329,3	-	-	-	707,1	1129,6	1329,3	881,2
	120	-	-	-	-	-	-	-	1907,1	-	-	-	338,3	-	-	-	1907,1	-	338,3	861,2
	150	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	319,0	-	-	-	-	-	319,0	319,0
	180	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
210	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Humusauflage		324	401	884	1640	1213	264	0	3148	3433	241	26	440	197	0	1176	1753	2362	284	1394
0-30		4593	1370	2636	5814	3463	3789	0	5549	4471	3768	6318	3129	3781	-	4661	4846	4120	4862	4867
30-90		0	12	0	0	916	1457	0	1984	3536	464	0	2659	0	-	12	1640	2585	2659	1874
Mineralboden		4593	1382	2636	5814	4379	5245	0	9440	8007	4232	6318	6445	3781	-	4672,49	8392	6684	8178	7921
eff. W. L-90		4917	1783	3520	7454	5591	5509	0	10681	11440	4473	6343	6228	3978	-	5849	8239	9047	7805	8135
Gesamt L-120		4917	1783	3520	7454	5591	5509	0	12588	11440	4473	6343	6885	3978	-	5849	10146	9047	8462	9315

Tab. A 54: Tiefenfunktion der Stickstoffgehalte in [mg·g⁻¹] in den Profilen und Standorttypen differenziert nach unterschiedlichen Aufschlußverfahren (Kjeldahl-Förster- und CNS-Aufschluß)

(K1-K4 = Profile Kalk-Buchenwald, KBW (Braunerde-Rendzinen, Braunerden); M1-M4 = Profile Moder-Buchenwald, MBW; S1 und S2 = Schlagflur, V1-V3 = Vorwald (jew. Parabraunerden) A = Acker (Braunerde), N1 = Kjeldahl-Förster Aufschluß, N2 = CNS-Aufschluß)

N [mg/g]		Profile																Standortstyp																		
		K1		K2		K3		K4		M1		M2		M4		S1		S2		V1		V2		V3		A	KBW		MBW		Schlagflur		Vorwald			
		N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N1	N2	N1	N2	N1	N2	N1	N2		
Humus- auflage	L	17,2		15,6		15,0		16,4		14,5		17,5				14,1		14,4		18,2		19,0		20,6		15,4		16,0		16,0		15,9		18,2		
	Of			17,5		19,6		20,2		19,1		18,7				17,3		17,7		20,2				18,4		15,7		18,9		18,2		18,5		16,6		
	Oh			14,7		12,0		19,3		16,0		19,0		19,3		19,4		15,6		17,3				12,9		14,1		16,9		17,7		16,1		13,5		
Tiefenstufen [cm]	5	2,8	3,0	3,9	3,8	2,8	2,8	2,9	3,5	2,6	2,9	2,7	2,7	8,9	2,3	3,0	2,5	2,9	2,6	3,4	2,1	2,2	2,1	2,4	1,8	1,9	1,2	3,1	3,3	2,7	2,9	2,5	3,2	2,0	2,2	
	10	2,7	2,8	2,3	1,7	2,8	2,8	3,0	3,5	2,3	2,6	2,4	2,6	1,5	2,2	2,9	1,9	1,2	1,1	1,8	2,1	2,2	2,1	2,4	1,8	1,9	1,2	2,8	2,9	2,3	2,7	1,6	1,5	2,0	2,2	
	30	2,5	2,8	2,3	1,7	1,5		1,8	2,5	0,9	0,9	1,1	1,2	1,1	2,0	2,6	0,9	1,2	0,9	1,0	2,1	2,2	0,9	1,0	1,6	1,9	1,2	2,3	2,6	1,6	2,1	0,9	1,1	1,7	1,9	
	60	0,4		0,3	1,2	1,0		0,7		0,7	0,8	0,6	1,3	0,5	0,9	0,5	0,6	0,7	0,6	0,8	1,4		0,7	0,6	0,8		0,4	0,6	1,2	0,7	0,8	0,6	1,0	0,9	0,6	
	90	0,4						0,2		0,5		0,9	0,9	0,3	0,9	0,7	0,5			0,9		0,6	0,6	0,6		0,2	0,3		0,8	0,8	0,5	0,7	0,6	0,6		
	120								0,0					0,4	1,5	1,0	1,0			0,6		0,4	0,5	0,5		0,2			0,9	1,0	1,0		0,5	0,5		
	150														0,7					0,6			0,3	0,4		0,2				0,7				0,5	0,3	
	180														0,5						0,0			0,4		0,6			0,5					0,3		
	210																							0,2												

Tab. A 55: Tiefenfunktion der prozentualen Abweichungen des Kjeldahl-Stickstoffs vom CNS-Stickstoff

(Kjeldahl-Förster- und CNS-Aufschluß, CNS=100%; die Abweichungen wurden aus den Originalwerte-Paaren und nicht aus den mittleren N-Gehalte errechnet; K1-K4 = Profile Kalk-Buchenwald (KBW: Braunerde-Rendzinen, Braunerden); M1-M4 = Profile Moder-Buchenwald (MBW); S1 und S2 = Schlagflur, V1-V3 = Vorwald (jew. Parabraunerden))

cm	Profile												Standortstyp			
	K1	K2	K3	K4	M1	M2	M4	S1	S2	V1	V2	V3	KBW	MBW	Schlagflur	Vorwald
5	10,61	6,93	8,7	11,45	21,75	6,46	14,67	13	13,32	7,07	16,49	3,06	9,37	14,75	13,18	9,27
10	9,65	34,69	8,7	11,45	22,66	9,5	14,39	21	59,28	7,07	16,49	3,06	11,16	15,82	40,35	9,27
30	9,65	34,69		33,65	33,26	11,89	15,23	21	22,2	7,07	60,32	3,06	15,1	18,5	21,81	12,96
60		48,41			38,4	17,27	19,98	21	22,69		84,2		48,41	23,91	22,05	84,2
90						11,71	23,21	21			84,2			19,37	20,68	84,2
120							26				84,2			26		84,2

Tab. A 56: Tiefenfunktion der Austauschbelegung des Gesamtprobenkollektivs und der Standorttypen (austauschbare Ca-, Mg-, K-, Na-, Mn-, Fe-, Al-, H-, Pb-, Zn- und Cd-Ionen in Prozent der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe), des Rücktausches (AKe-r), der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp) in [cmolc-kg-1] und des AKe/AKp-Verhältnisses, x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

Main data table with columns for Gesamt, Kalk-Buchenwald, Moder-Buchenwald, Schlagflur, Vorwald and rows for various elements (Ca, Mg, K, Na, Mn, Fe, Al, H, Pb, Zn, Cd) across different soil depths (5, 10, 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210 cm).

Fortsetzung Tab. A 56: Kationenaustauschkapazität:

Continuation of the data table showing cation exchange capacity (AKe, AKe-r, AKp) and related ratios for the same elements and sites as above.

Tab. A 57: Tiefenfunktion der Austauschbelegung der Profile des Kalk-Buchenwaldes (K1, K2, K3, K4)
 (austauschbare Ca-, Mg-, K-, Na-, Mn-, Fe-, Al-, H-, Pb-, Zn- und Cd-Ionen in Prozent der effektiven Kationenaustauschkapazität (Ake), des Rücktausches (Ake-r), der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp) in [cmolc·kg⁻¹] und des Ake/AKp-Verhältnisses, x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

		K1					K2					K3					K4				
		Tiefenstufen [cm]																			
		5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90
Ca	x	68,93	69,11	66,96	57,13	59,42	80,39	83,68	83,68	87,04	87,04	65,14	65,14	69,95	72,23	72,23	62,74	65,04	77,08	77,77	75,53
	med	70,29	71,03	69,32	52,56	59,42	82,27	83,68	83,68	87,04	87,04	67,24	67,24	69,95	73,37	73,37	66,29	66,29	79,15	78,03	75,53
	min	53,98	53,98	51,93	52,56	52,56	67,59	75,56	75,56	84,50	84,50	49,05	49,05	66,52	66,52	66,52	36,33	53,58	69,79	73,00	73,00
	max	80,15	80,15	80,15	66,28	66,28	89,83	91,80	91,80	89,58	89,58	72,94	72,94	73,37	76,79	76,79	74,09	74,09	82,29	82,29	78,06
	s	8,84	8,90	10,15	7,92	9,70	7,11	11,48	11,48	3,59	3,59	7,71	7,71	4,85	5,23	5,23	10,67	6,69	6,50	4,65	3,58
	s%	12,82	12,88	15,16	13,86	16,32	8,84	13,72	13,72	4,12	4,12	11,84	11,84	6,93	7,24	7,24	17,01	10,29	8,43	5,98	4,74
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	3	2	
Mg	x	24,87	25,13	26,82	33,44	30,65	13,69	6,88	6,88	7,00	7,00	29,82	29,82	27,81	25,33	25,33	23,05	24,15	18,84	17,95	19,59
	med	22,36	23,95	26,04	39,04	30,65	13,19	6,88	6,88	7,00	7,00	29,21	29,21	27,81	24,71	24,71	22,37	22,37	18,09	17,24	19,59
	min	12,27	12,27	12,27	22,26	22,26	6,69	4,91	4,91	6,63	6,63	17,59	17,59	24,71	20,37	20,37	5,70	12,09	14,65	14,65	17,21
	max	40,06	40,06	40,06	39,04	39,04	23,89	8,85	8,85	7,36	7,36	46,23	46,23	30,90	30,90	30,90	39,71	39,71	23,78	21,97	21,97
	s	8,24	8,16	8,89	9,69	11,87	5,00	2,79	2,79	0,52	0,52	8,37	8,37	4,38	5,29	5,29	9,66	8,14	4,61	3,71	3,37
	s%	33,13	32,47	33,15	28,98	38,73	36,52	40,55	40,55	7,43	7,43	28,07	28,07	15,75	20,88	20,88	41,91	33,71	24,47	20,67	17,20
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	3	2	
K	x	0,69	0,68	0,74	1,85	1,87	0,46	0,36	0,36	0,44	0,44	0,47	0,47	0,51	0,65	0,65	0,53	0,50	0,46	0,81	1,29
	med	0,66	0,66	0,68	1,81	1,87	0,55	0,36	0,36	0,44	0,44	0,49	0,49	0,51	0,57	0,57	0,51	0,51	0,38	0,90	1,29
	min	0,29	0,20	0,20	1,81	1,81	0,13	0,05	0,05	0,25	0,25	0,18	0,18	0,45	0,45	0,45	0,18	0,18	0,33	0,33	1,21
	max	1,43	1,43	1,43	1,94	1,94	0,63	0,67	0,67	0,63	0,63	0,82	0,82	0,57	0,92	0,92	0,96	0,92	0,67	1,21	1,38
	s	0,36	0,37	0,38	0,08	0,09	0,16	0,43	0,43	0,27	0,27	0,16	0,16	0,08	0,24	0,24	0,27	0,23	0,18	0,44	0,12
	s%	52,17	54,41	51,35	4,32	4,81	34,78	119,44	119,44	61,36	61,36	34,04	34,04	15,69	36,92	36,92	50,94	46,00	39,13	54,32	9,30
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	3	2	
Na	x	0,23	0,23	0,24	0,47	0,52	0,30	0,23	0,23	0,21	0,21	0,32	0,32	0,26	0,27	0,27	0,36	0,35	0,28	0,40	0,53
	med	0,24	0,24	0,26	0,37	0,52	0,33	0,23	0,23	0,21	0,21	0,32	0,32	0,26	0,28	0,28	0,32	0,32	0,25	0,51	0,53
	min	0,07	0,06	0,06	0,37	0,37	0,11	0,15	0,15	0,13	0,13	0,20	0,20	0,24	0,24	0,24	0,20	0,20	0,18	0,18	0,52
	max	0,31	0,31	0,32	0,67	0,67	0,44	0,31	0,31	0,29	0,29	0,45	0,45	0,28	0,30	0,30	0,58	0,58	0,42	0,52	0,54
	s	0,07	0,07	0,07	0,17	0,21	0,09	0,12	0,12	0,11	0,11	0,08	0,08	0,03	0,03	0,03	0,12	0,11	0,12	0,19	0,02
	s%	30,43	30,43	29,17	36,17	40,38	30,00	52,17	52,17	52,38	52,38	25,00	25,00	11,54	11,11	11,11	33,33	31,43	42,86	47,50	3,77
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	3	2	
Mn	x	0,73	0,73	0,75	0,18	0,18	1,10	0,06	0,06	0,05	0,05	0,54	0,54	0,24	0,27	0,27	2,59	1,87	0,72	0,15	0,21
	med	0,28	0,28	0,52	0,17	0,18	0,46	0,06	0,06	0,05	0,05	0,34	0,34	0,24	0,34	0,34	0,87	0,87	0,23	0,21	0,21
	min	0,01	0,00	0,00	0,17	0,17	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,09	0,09	0,09	0,02	0,02	0,01	0,01	0,20
	max	3,44	3,44	3,44	0,18	0,18	5,60	0,11	0,11	0,10	0,10	3,26	3,26	0,38	0,38	0,38	10,60	9,88	1,93	0,22	0,22
	s	1,00	1,00	0,53	0,01	0,01	1,96	0,07	0,07	0,06	0,06	0,85	0,85	0,21	0,16	0,16	3,66	2,65	1,05	0,12	0,02
	s%	136,99	136,99	124,00	5,56	5,56	178,18	116,67	116,67	120,00	120,00	157,41	157,41	87,50	59,26	59,26	141,31	141,71	145,83	80,00	9,52
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	3	2	
Fe	x	0,50	0,14	0,19	0,22	0,22	0,08	4,97	4,97	3,37	3,37	0,09	0,09	0,00	0,00	0,00	0,44	0,39	0,06	0,06	0,00
	med	0,08	0,06	0,08	0,22	0,22	0,08	4,97	4,97	3,37	3,37	0,06	0,06	0,00	0,00	0,00	0,11	0,11	0,00	0,00	0,00
	min	0,00	0,00	0,00	0,22	0,22	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	max	5,04	0,48	0,50	0,22	0,22	0,20	9,86	9,86	6,75	6,75	0,53	0,53	0,00	0,00	0,00	3,48	3,48	0,17	0,24	0,00
	s	1,32	0,18	0,20	0,00	0,00	0,07	6,92	6,92	4,77	4,77	0,14	0,14	0,00	0,00	0,00	0,98	0,98	0,10	0,12	0,00
	s%	264,00	128,57	105,26	0,00	0,00	87,50	139,24	139,24	141,54	141,54	155,56	155,56	-	-	-	222,73	251,28	166,67	200,00	-
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	4	3	
Al	x	1,74	1,75	1,76	1,88	2,13	1,57	0,79	0,79	0,19	0,19	1,32	1,32	0,00	0,00	0,00	4,22	2,69	0,66	0,35	0,00
	med	1,72	1,72	1,81	1,39	2,13	1,66	0,79	0,79	0,19	0,19	1,69	1,69	0,00	0,00	0,00	2,16	2,16	0,00	0,00	0,00
	min	0,00	0,00	0,00	1,39	1,39	0,25	0,29	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,23	0,00	0,00	0,00
	max	3,36	3,36	3,36	2,87	2,87	3,06	1,29	1,29	0,38	0,38	2,84	2,84	0,00	0,00	0,00	23,12	6,48	1,99	1,42	0,00
	s	1,12	1,11	1,03	0,86	1,05	0,79	0,71	0,71	0,27	0,27	0,98	0,98	0,00	0,00	0,00	6,25	2,03	1,15	0,71	0,00
	s%	64,37	63,43	58,52	45,74	49,30	50,32	89,87	89,87	142,11	142,11	74,24	74,24	-	-	-	148,10	75,46	174,24	202,86	-
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	3	4	3	
H	x	2,07	2,00	2,33	4,66	4,85	2,03	2,85	2,85	1,62	1,62	2,15	2,15	1,24	1,25	1,25	5,15	4,11	1,30	2,18	2,85
	med	1,20	1,20	1,23	4,29	4,85	1,31	2,85	2,85	1,62	1,62	1,93	1,93	1,24	1,27	1,27	3,57	3,57	1,32	2,55	2,85
	min	0,00	0,00	0,00	4,29	4,29	0,00	0,47	0,47	1,36	1,36	0,00	0,00	1,10	1,10	1,10	0,00	0,00	0,00	0,92	2,62
	max	5,76	5,76	5,76	5,40	5,40	5,81	5,23	5,23	1,87	1,87	6,47	6,47	1,39	1,39	1,39	19,64	12,33	2,55	3,08	3,08
	s	2,13	2,14	2,19	0,64	0,79	1,94	3,36	3,36	0,37	0,37	1,91	1,91	0,20	0,15	0,15	5,65	3,47	1,12	1,13	0,33
	s%	102,67	107,08	93,91	13,82	16,27	95,69	117,93	117,93	22,66	22,66	88,93	88,93	-	-	-	109,69	84,30	86,35	51,61	-
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	3	12	12	4	3	2	
Pb	x	0,06	0,06	0,07	0,16	0,17	0,06	0,09	0,09	0,02	0,02	0,05	0,05	0,00	0,00	0,00	0,16	0,09	0,05	0,06	0,00
	med	0,09	0,09	0,09	0,15	0,17	0,07	0,09	0,09	0,02	0,02	0,06	0,06	0,00	0,00	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00
	min	0,00	0,00	0,00	0,15	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	max	0,13	0,13	0,13	0,18	0,18	0,13	0,19	0,19	0,04	0,04	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	1,02	0,23	0,18	0,25	0,00
	s	0,05	0,																		

Tab. A 58: Tiefenfunktion der Austauscherbelegung der Profile des Moder-Buchenwaldes (M1, M2, M3, M4) (austauschbare Ca-, Mg-, K-, Na-, Mn-, Fe-, Al-, H-, Pb-, Zn- und Cd-Ionen in Prozent der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe), des Mn-Austausches (AKe-r), der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp) in [cmolc·kg⁻¹] und des AKe/AKp-Verhältnisses, (x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

	M1					M2					M3						M4									
	Tiefenstufen [cm]					[cm]					[cm]						[cm]									
	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120	150	180	
Ca	x	28,57	24,75	24,69	40,45	57,95	87,40	57,31	55,49	44,16	56,69	65,03	21,41	4,30	6,01	6,36	5,23	80,56	44,01	50,97	42,64	33,61	55,17	74,61	34,59	45,36
	med	27,21	25,01	14,93	42,23	57,95		60,67	60,67	38,48	57,65	65,03			6,01	6,36	5,23		46,28	49,31	46,83	23,31	51,56	74,61	34,59	
	min	3,62	1,40	1,40	14,74	53,84		36,12	30,29	34,98	42,26	62,92			4,30	5,01	5,01		16,10	36,94	6,96	6,96	19,72	58,84	27,53	
	max	50,41	50,41	62,62	62,62	62,07		73,63	73,63	59,01	69,18	67,13			7,72	7,72	5,45		55,88	75,91	57,78	67,10	90,37	90,37	41,64	
	s	13,42	14,72	20,84	22,01	5,82		12,97	15,26	12,98	11,48	2,98			2,42	1,91	0,31		11,05	10,52	14,45	24,84	22,56	22,29	9,97	
s%	46,97	59,47	84,41	54,41	10,04		22,63	27,50	29,39	20,25	4,58			40,27	30,03	5,93		25,11	20,64	33,89	73,91	40,89	29,88	28,82		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
Mg	x	9,69	8,48	11,98	23,71	36,18	6,37	19,81	18,97	18,06	26,99	29,38	2,34	0,83	0,99	1,59	1,73	8,85	9,78	12,45	9,33	10,41	20,53	10,74	35,66	43,07
	med	11,92	4,73	7,22	23,86	36,18		15,27	15,12	14,09	28,53	29,38			0,99	1,59	1,73		9,73	10,80	9,19	6,57	14,74	10,74	35,66	
	min	1,96	1,16	1,16	9,68	32,04		5,67	5,67	13,73	16,99	28,39			0,83	1,15	1,42		3,75	6,72	3,85	3,85	6,65	6,92	31,76	
	max	18,71	18,71	31,02	37,45	40,32		40,33	40,33	26,35	30,90	30,37			1,15	2,03	2,03		15,74	23,78	15,74	25,23	46,48	14,57	39,56	
	s	6,10	6,09	10,13	12,76	5,86		11,14	11,60	7,18	7,44	1,41			0,23	0,62	0,43		3,34	4,88	3,51	8,53	16,38	5,41	5,52	
s%	62,95	71,82	84,56	53,82	16,20		58,81	61,15	39,76	27,57	4,80			23,23	38,99	24,86		34,15	39,20	37,62	81,94	79,79	50,37	15,48		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
K	x	1,02	0,94	0,83	0,94	1,42	1,31	0,73	0,66	0,82	0,95	0,58	0,61	0,43	0,47	0,84	1,10	1,33	1,13	1,15	0,97	0,89	1,59	1,14	4,89	2,83
	med	1,05	0,93	0,81	0,97	1,42		0,71	0,67	0,46	0,66	0,58			0,47	0,84	1,10		1,05	1,02	0,86	0,85	1,58	1,14	4,89	
	min	0,53	0,18	0,18	0,30	1,23		0,33	0,33	0,46	0,47	0,47			0,43	0,50	1,02		0,26	0,19	0,17	0,17	0,73	0,79	4,11	
	max	1,63	1,63	2,18	1,51	1,61		1,16	1,16	1,53	2,02	0,88			0,50	1,18	1,18		2,87	2,97	1,75	1,68	2,56	1,48	5,67	
	s	0,37	0,39	0,65	0,54	0,27		0,29	0,28	0,62	0,72	0,15			0,05	0,48	0,11		0,64	0,70	0,41	0,49	0,68	0,49	1,10	
s%	36,27	41,49	78,31	57,45	19,01		39,73	42,42	75,81	75,79	25,86			10,64	57,14	10,00		56,84	60,87	42,27	55,06	42,77	42,98	22,49		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
Na	x	0,45	0,42	0,46	0,45	0,40	0,37	0,43	0,43	0,52	0,80	0,82	0,49	0,40	0,34	0,28	0,34	0,42	0,50	0,51	0,54	0,44	0,40	0,30	0,73	0,69
	med	0,48	0,39	0,44	0,43	0,38		0,43	0,43	0,34	0,85	0,82			0,34	0,28	0,34		0,50	0,53	0,56	0,55	0,41	0,30	0,73	
	min	0,26	0,23	0,33	0,32	0,22		0,24	0,24	0,30	0,47	0,35			0,28	0,28	0,28		0,17	0,24	0,00	0,00	0,18	0,27	0,59	
	max	0,65	0,65	0,84	0,62	0,54		0,55	0,55	0,93	1,02	1,30			0,40	0,28	0,40		0,88	0,88	0,88	0,76	0,68	0,34	0,87	
	s	0,13	0,13	0,18	0,13	0,22		0,11	0,11	0,36	0,27	0,67			0,09	0,00	0,09		0,17	0,17	0,20	0,29	0,15	0,05	0,19	
s%	28,89	30,95	39,13	28,89	57,89		25,58	25,58	69,23	33,75	81,71			26,47	0,00	26,47		34,00	33,33	37,04	65,91	37,50	16,67	26,03		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
Mn	x	2,11	1,84	1,35	0,52	0,47	0,07	3,44	3,21	3,24	1,22	0,01	1,74	0,34	0,25	0,19	0,31	0,85	2,90	2,68	2,71	1,45	0,86	0,08	6,17	2,03
	med	2,11	1,02	0,65	0,40	0,47		2,31	1,85	0,98	0,35	0,01			0,25	0,19	0,31		3,28	3,28	2,78	1,44	0,63	0,08	6,17	
	min	0,41	0,20	0,20	0,26	0,24		0,20	0,20	0,29	0,09	0,00			0,15	0,15	0,23		0,34	0,09	0,13	0,13	0,01	0,01	5,20	
	max	4,22	4,22	5,18	1,00	0,72		10,60	10,60	8,46	4,09	0,02			0,34	0,23	0,40		7,98	7,98	7,98	2,63	2,27	0,14	7,13	
	s	1,46	1,44	1,75	0,33	0,36		3,67	3,67	4,53	1,91	0,02			0,13	0,05	0,12		2,03	2,17	1,97	1,05	0,81	0,09	1,36	
s%	69,19	78,26	129,63	63,46	76,60		106,69	117,13	139,81	156,56	200,00			52,00	26,32	38,71		70,00	80,97	72,69	72,41	94,19	112,50	22,04		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
Fe	x	1,77	1,76	1,08	0,39	0,17	0,00	0,27	0,27	1,25	0,56	0,64	1,93	0,51	1,25	1,04	0,14	0,04	0,51	0,74	0,41	0,91	0,98	1,63	1,65	0,24
	med	0,54	0,94	1,06	0,24	0,17		0,12	0,12	0,72	0,24	0,64			1,25	1,04	0,14		0,33	0,28	0,31	0,12	0,01	1,63	1,65	
	min	0,08	0,00	0,00	0,00	0,02		0,02	0,02	0,00	0,13	0,00			0,51	0,09	0,09		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	1,11	
	max	8,69	8,69	3,60	1,06	0,32		0,86	0,86	3,03	1,61	1,28			1,99	1,99	0,20		2,85	6,37	1,87	3,33	3,33	3,25	2,19	
	s	2,44	2,28	1,22	0,47	0,21		0,31	0,31	1,58	0,71	0,90			0,70	1,34	0,07		0,70	1,63	0,45	1,39	1,49	2,29	0,76	
s%	137,85	129,55	112,96	120,51	123,53		114,81	114,81	126,40	126,79	140,63			84,00	128,85	50,00		137,25	220,27	109,76	152,75	152,04	140,49	46,06		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
Al	x	25,10	27,41	30,05	16,55	1,79	0,00	8,64	9,15	12,91	4,57	1,56	28,69	51,23	48,66	48,29	50,01	1,53	17,67	14,68	19,83	28,75	12,34	3,74	10,53	3,35
	med	27,66	28,13	41,12	18,82	1,79		6,68	6,68	11,67	2,54	1,56			48,65	48,29	50,01		17,00	14,86	18,67	28,16	4,70	3,74	10,53	
	min	17,58	17,58	1,35	1,35	0,84		0,36	0,36	0,50	0,96	1,40			46,07	46,07	49,53		11,21	0,00	11,58	2,51	0,00	0,00	9,86	
	max	38,98	44,66	44,66	39,19	2,74		23,12	23,12	26,56	12,25	1,72			51,23	50,50	50,50		30,74	23,89	35,22	67,96	67,96	7,48	11,20	
	s	6,56	8,20	14,85	17,97	1,34		8,47	8,78	13,08	5,21	0,22			3,64	3,13	0,69		5,45	6,86	6,49	22,82	22,83	5,29	0,95	
s%	26,14	29,92	49,42	107,88	74,86		98,03	95,96	101,32	114,00	14,10			7,48	6,48	1,38		30,33	46,73	34,75	79,37	185,01	141,44	9,02		
n	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	2	2	2	1	14	14	15	6	8	2	2	1
H	x	28,98	32,18	27,37	16,06	1,20	4,21	8,45	10,69	17,56	7,70	1,97	41,18	40,70	40,82	40,61	40,64	5,30	21,36	15,21	21,77	22,34	6,78	7,10	5,19	1,72
	med	28,27	36,00	30,50	15,32	1,20		5,09	5,09	13,03	4,27	1,97			40,82	40,61	40,64		16,45	15,20	16,36	20,23	2,42	7,10	5,19	
	min	13,46	13,46	0,00	1,36	0,00		0,00	0,00	5,56	0,36	0,00			40,70	40,27	40,27		11,62	1,20	11,62	0,00	0,00	1,44	0,44	
	max	51,39	54,04	54,04	32,25	2,41		20,10	42,06	34,08	21,91	3,93			40,95	40,95	41,01		63,19	28,92	51,16	51,16	17,14	12,76	9,95	
	s	13,78	14,41	20,27	16,63																					

Tab. A 59: Tiefenfunktion der Austauschbelegung der Profile der Schlagflur (S1, S2) und des Ackers (A)
(austauschbare Ca-, Mg-, K-, Na-, Mn-, Fe-, Al-, H-, Pb-, Zn- und Cd-Ionen in Prozent der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe), des Rücktausches (AKe-r), der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp) in [cmolc-kg-1] und des AKe/AKp-Verhältnisses), x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

	S1							S2				A									
	Tiefenstufen [cm]							[cm]				[cm]									
	5	10	30	60	90	120		5	10	30	60		5	10	30	60	90	120	150	180	210
Ca	x	53,54	13,42	7,05	9,94	62,49	86,49	24,93	41,33	41,61	77,39	77,57	77,57	77,57	81,27	82,87	82,87	76,60	73,09	61,81	
	med	64,76	10,51	5,15	5,78	63,67	86,49	20,48	41,33	31,27	82,04	-	-	-	-	-	-	-	72,19	61,81	
	min	16,37	1,00	1,00	1,00	23,65	86,49	12,22	15,27	11,94	51,67	-	-	-	-	-	-	-	71,18	61,81	
	max	76,82	26,41	18,67	29,48	86,18	86,49	56,90	67,39	81,63	91,59	-	-	-	-	-	-	-	-	75,91	61,81
	s	23,66	9,59	6,56	10,50	22,76	0,00	12,78	36,86	35,98	15,19	-	-	-	-	-	-	-	-	2,49	0,00
	s%	44,19	71,46	93,05	105,63	36,42	0,00	51,26	89,18	86,47	19,63	-	-	-	-	-	-	-	-	3,41	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Mg	x	13,85	2,73	1,72	2,86	4,77	3,92	5,23	8,63	4,57	7,53	13,66	13,66	13,66	10,77	11,59	11,59	12,53	22,35	31,25	
	med	15,16	2,00	1,71	2,65	3,79	3,92	3,75	8,63	2,59	5,93	-	-	-	-	-	-	-	21,30	31,25	
	min	3,03	0,13	0,13	0,13	2,04	3,92	1,18	1,59	1,63	3,48	-	-	-	-	-	-	-	20,39	31,25	
	max	26,07	4,89	2,59	6,49	10,76	3,92	15,03	15,67	9,49	14,60	-	-	-	-	-	-	-	-	25,35	31,25
	s	8,01	2,09	0,90	2,22	3,34	0,00	4,11	9,95	4,29	4,27	-	-	-	-	-	-	-	-	2,64	0,00
	s%	57,83	76,56	52,33	77,62	70,02	0,00	78,59	115,30	93,87	56,71	-	-	-	-	-	-	-	-	11,81	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
K	x	0,94	1,32	1,29	1,51	1,76	1,54	1,24	1,19	0,70	1,14	4,56	4,56	4,56	5,87	3,57	3,57	2,38	1,96	0,83	
	med	0,87	0,70	0,70	1,07	1,17	1,54	0,79	1,19	0,94	1,29	-	-	-	-	-	-	-	-	2,22	0,83
	min	0,38	0,18	0,18	0,18	0,53	1,54	0,48	0,32	0,15	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	1,23	0,83
	max	1,98	2,58	2,78	3,03	3,49	1,54	2,90	2,05	1,01	1,78	-	-	-	-	-	-	-	-	2,44	0,83
	s	0,53	1,17	1,17	1,22	1,36	0,00	0,79	1,23	0,48	0,67	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	0,00
	s%	56,38	88,64	90,70	80,79	77,27	0,00	63,71	103,36	68,57	58,77	-	-	-	-	-	-	-	-	32,65	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Na	x	0,29	0,28	0,43	0,37	0,27	0,28	0,27	0,33	0,51	0,21	0,63	0,63	0,63	0,76	0,57	0,57	0,55	0,52	0,47	
	med	0,24	0,29	0,33	0,40	0,28	0,28	0,25	0,33	0,37	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	0,53	0,47
	min	0,03	0,05	0,05	0,05	0,00	0,28	0,04	0,09	0,24	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	0,49	0,47
	max	0,45	0,45	0,79	0,54	0,42	0,28	0,41	0,58	0,92	0,36	-	-	-	-	-	-	-	-	0,55	0,47
	s	0,11	0,17	0,30	0,19	0,16	0,00	0,11	0,34	0,36	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,00
	s%	37,93	60,71	69,77	51,35	59,26	0,00	40,74	103,03	70,59	57,14	-	-	-	-	-	-	-	-	5,77	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Mn	x	1,39	2,19	1,53	2,53	3,09	0,16	3,71	2,18	1,21	0,63	0,81	0,81	0,81	0,16	0,11	0,11	0,07	0,06	0,11	
	med	1,09	1,06	0,79	0,60	0,63	0,16	2,98	2,18	1,69	0,19	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,11
	min	0,03	0,05	0,05	0,05	0,10	0,16	0,94	0,37	0,18	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,11
	max	3,95	4,74	3,64	6,71	8,54	0,16	8,01	3,99	1,77	2,24	-	-	-	-	-	-	-	-	0,09	0,11
	s	1,18	2,36	1,67	3,24	4,24	0,00	2,29	2,56	0,90	0,92	-	-	-	-	-	-	-	-	0,04	0,00
	s%	84,89	107,76	109,15	128,06	137,22	0,00	61,73	117,43	74,38	146,03	-	-	-	-	-	-	-	-	66,67	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Fe	x	1,38	2,11	1,50	0,82	1,58	0,86	1,33	0,48	1,03	1,15	0,07	0,07	0,07	0,13	0,30	0,30	0,29	0,06	0,00	
	med	0,19	2,90	1,12	0,04	0,06	0,86	0,75	0,13	0,20	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	0,00
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	0,00
	max	6,91	4,73	4,73	4,73	9,14	0,86	7,63	1,30	2,90	4,90	-	-	-	-	-	-	-	-	0,08	0,00
	s	2,43	2,06	1,82	1,92	3,71	0,00	1,99	0,72	1,62	2,13	-	-	-	-	-	-	-	-	0,02	0,00
	s%	176,09	97,63	121,33	234,15	234,81	0,00	149,62	150,00	157,28	185,22	-	-	-	-	-	-	-	-	33,33	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	3	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Al	x	17,18	47,04	51,19	49,89	8,17	2,95	34,76	14,14	19,93	4,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,93	0,93	0,31	0,00	0,00	
	med	7,45	39,41	46,27	45,72	3,55	2,95	35,88	14,14	28,39	2,51	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	min	2,62	21,25	21,25	21,25	0,17	2,95	18,49	2,65	1,37	0,36	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	max	51,08	69,45	76,97	79,95	34,70	2,95	47,07	25,63	30,03	16,60	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	s	17,73	21,55	21,96	25,29	13,33	0,00	9,64	16,25	16,09	6,64	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	s%	103,20	45,81	42,90	50,69	163,16	0,00	27,73	114,92	80,73	134,96	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
H	x	10,22	29,30	34,14	30,77	14,89	3,75	27,10	30,45	29,90	6,88	2,46	2,46	2,46	1,11	0,00	0,00	7,25	2,36	7,28	
	med	5,38	33,44	38,49	34,97	8,15	3,75	28,93	30,45	32,29	3,43	-	-	-	-	-	-	-	-	1,98	7,28
	mi	0,00	1,84	6,57	0,00	0,48	3,75	0,00	6,28	4,09	1,45	-	-	-	-	-	-	-	-	1,20	7,28
	max	42,19	72,31	72,31	72,31	37,23	3,75	47,17	54,61	53,33	22,55	-	-	-	-	-	-	-	-	3,89	7,28
	s	12,60	29,30	24,85	27,55	15,68	0,00	12,72	34,17	24,71	8,81	-	-	-	-	-	-	-	-	1,38	0,00
	s%	123,26	100,02	72,78	89,52	105,29	0,00	46,93	112,24	82,62	128,00	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Pb	x	0,42	0,87	0,80	0,82	0,35	0,00	0,82	0,21	0,23	0,03	0,08	0,08	0,08	0,04	0,04	0,04	0,02	0,04	0,10	
	med	0,18	0,34	0,48	0,55	0,30	0,00	0,85	0,21	0,25	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	0,10
	min	0,00	0,24	0,26	0,26	0,00	0,00	0,47	0,01	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,10
	max	1,87	1,75	1,61	1,58	0,75	0,00	1,27	0,41	0,45	0,12	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10
	s	0,61	0,80	0,64	0,59	0,36	0,00	0,25	0,28	0,23	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,00
	s%	146,59	92,93	79,88	72,15	103,12	0,00	30,56	132,93	96,73	163,90	-	-	-	-	-	-	-	-	33,24	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Zn	x	0,78	0,73	0,36	0,48	2,49	0,04	0,60	0,80	0,30	0,12	0,19	0,19	0,19	0,01	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	
	med	0,89	0,89	0,36	0,47	1,15	0,04	0,48	0,80	0,33	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	min	0,04	0,04	0,04	0,04	0,11	0,04	0,06	0,40	0,06	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	max	1,27	1,11	0,73	1,12	6,06	0,04	1,60	1,21	0,51	0,37	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	s	0,39	0,41	0,22	0,36	2,81	0,00	0,38	0,57	0,23	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
	s%	49,42	55,66	61,51	75,40	112,75	0,00	62,55	71,37	75,17	145,01	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00	0,00
n	15	5	6	6	6	2	13	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Cd	x	0,01	0,01	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
	med	0,02	0,00	0																	

Tab. A 60: Tiefenfunktion der Austauschbelegung der Profile des Vorwaldes (V1, V2, V3)

(austauschbaren Ca-, Mg-, K-, Na-, Mn-, Fe-, Al-, H-, Pb-, Zn- und Cd-Ionen in Prozent der effektiven Kationenaustauschkapazität (AKe), des Rücktausches (AKe-r), der potentiellen Kationenaustauschkapazität (AKp) jeweils in [molc-kg-1] und des AKe/AKp-Verhältnisses, \bar{x} =Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung, s%=Variationskoeffizient)

		V1								V2							V3							
		Tiefenstufen [cm]								[cm]							[cm]							
		5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	150	5	10	30	60	90	120	150	180
Ca	x	67,25	67,25	67,88	81,93	75,20	62,00	54,63	69,39	66,06	66,06	65,57	61,27	58,45	51,26	59,65	65,24	65,24	62,74	38,03	51,41	51,26	52,34	82,62
	med	68,00	68,00	68,67	81,93	75,20	-	-	-	65,49	65,49	68,23	64,31	60,10	61,73	-	65,24	65,24	64,71	43,02	65,99	51,26	52,34	82,62
	min	49,18	49,18	49,18	75,46	62,00	-	-	-	52,84	52,84	47,53	47,53	47,53	18,42	-	51,00	51,00	26,08	6,00	6,00	26,62	26,62	78,05
	max	79,72	79,72	79,72	88,40	88,40	-	-	-	76,18	76,18	75,24	68,92	68,92	66,49	-	78,73	78,73	78,73	66,28	84,54	75,90	78,05	87,19
	s	9,16	9,16	9,06	9,15	18,67	-	-	-	7,72	7,72	9,88	9,58	9,23	19,70	-	8,12	8,12	12,19	28,60	33,17	34,85	36,37	6,46
	s%	13,62	13,62	13,35	11,17	24,83	-	-	-	11,69	11,69	15,07	15,64	15,79	38,43	-	12,45	12,45	19,43	75,20	64,52	67,99	69,49	7,82
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
Mg	x	26,22	26,22	25,45	9,89	15,78	28,05	38,12	22,23	26,13	26,13	27,27	29,51	29,52	27,85	31,96	21,80	21,80	20,84	12,97	13,03	14,71	11,99	9,70
	med	24,68	24,68	22,48	9,89	15,78	-	-	-	24,87	24,87	27,17	30,84	30,84	30,42	-	21,69	21,69	20,93	13,98	14,49	14,71	11,99	9,70
	min	15,19	15,19	15,19	3,51	3,51	-	-	-	4,88	4,88	22,49	24,30	24,30	18,16	-	8,78	8,78	8,78	1,90	1,90	10,72	10,72	13,15
	max	45,90	45,90	45,90	16,27	28,05	-	-	-	41,58	41,58	32,06	32,06	32,06	32,06	-	41,27	41,27	41,27	22,49	22,49	18,70	13,25	13,25
	s	9,86	9,86	9,84	9,02	17,35	-	-	-	9,52	9,52	3,69	3,54	3,17	5,70	-	9,48	9,48	9,09	9,42	7,42	5,64	1,79	5,03
	s%	37,60	37,60	38,66	91,20	109,95	-	-	-	36,43	36,43	13,53	12,00	10,74	20,47	-	43,49	43,49	43,62	72,63	56,95	38,34	14,93	51,86
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
K	x	0,88	0,88	0,85	1,00	1,52	1,56	1,57	2,00	0,73	0,73	0,83	1,00	1,23	0,99	0,76	1,47	1,47	1,44	1,40	1,47	2,15	2,53	1,56
	med	0,76	0,76	0,76	1,00	1,52	-	-	-	0,53	0,53	0,70	1,00	1,24	0,99	-	1,37	1,37	1,37	1,30	1,14	2,15	2,53	1,56
	min	0,59	0,59	0,51	0,51	1,49	-	-	-	0,09	0,09	0,54	0,55	0,55	0,40	-	0,86	0,86	0,86	0,86	0,86	1,05	1,82	1,30
	max	1,64	1,64	1,64	1,49	1,56	-	-	-	2,74	2,74	1,47	1,47	1,89	1,56	-	2,34	2,34	2,34	2,23	3,24	3,24	3,24	1,82
	s	0,27	0,27	0,28	0,69	0,05	-	-	-	0,67	0,67	0,36	0,38	0,47	0,52	-	0,47	0,47	0,42	0,43	0,85	1,55	1,01	0,37
	s%	30,88	30,88	32,94	69,00	3,29	-	-	-	91,78	91,78	43,37	38,00	38,21	52,53	-	31,97	31,97	29,17	30,71	57,82	72,09	39,92	23,72
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
Na	x	0,32	0,32	0,31	0,38	0,54	0,58	0,53	0,66	0,29	0,29	0,48	0,62	0,66	0,52	0,30	0,48	0,48	0,49	0,57	0,56	0,99	1,09	0,45
	med	0,30	0,30	0,28	0,38	0,54	-	-	-	0,26	0,26	0,42	0,64	0,69	0,58	-	0,47	0,47	0,44	0,41	0,32	0,99	1,09	0,45
	min	0,17	0,17	0,17	0,24	0,51	-	-	-	0,02	0,02	0,26	0,43	0,43	0,18	-	0,23	0,23	0,23	0,21	0,16	0,33	0,52	0,39
	max	0,45	0,45	0,45	0,51	0,58	-	-	-	1,07	1,07	0,79	0,79	0,79	0,79	-	0,76	0,76	0,77	1,28	1,65	1,65	1,65	0,52
	s	0,11	0,11	0,11	0,19	0,05	-	-	-	0,24	0,24	0,21	0,15	0,14	0,24	-	0,18	0,18	0,18	0,40	0,57	0,93	0,80	0,12
	s%	34,38	34,38	35,48	50,00	9,26	-	-	-	82,76	82,76	43,75	24,19	21,21	46,15	-	37,50	37,50	36,73	70,18	101,79	93,94	73,39	22,22
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
Mn	x	0,66	0,66	0,63	0,70	0,96	0,77	0,05	0,00	0,93	0,93	0,61	0,72	0,81	0,89	0,03	1,12	1,12	1,12	1,09	0,83	1,59	1,67	0,10
	med	0,16	0,16	0,25	0,70	0,96	-	-	-	0,16	0,16	0,54	0,53	0,53	0,33	-	0,60	0,60	0,64	1,19	0,27	1,59	1,67	0,10
	min	0,01	0,01	0,01	0,25	0,77	-	-	-	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	-	0,06	0,06	0,06	0,39	0,00	0,02	0,18	0,01
	max	2,80	2,80	2,80	1,14	1,14	-	-	-	10,25	10,25	1,81	1,81	1,81	2,28	-	4,65	4,65	4,65	1,73	3,15	3,15	3,15	0,18
	s	1,03	1,03	0,99	0,63	0,26	-	-	-	2,69	2,69	0,66	0,78	0,81	1,07	-	1,46	1,46	1,32	0,54	1,12	2,21	2,10	0,12
	s%	156,06	156,06	157,14	90,00	27,08	-	-	-	289,25	289,25	108,20	108,33	100,00	120,22	-	130,36	130,36	117,86	49,54	134,94	138,99	125,75	120,00
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
Fe	x	0,23	0,23	0,21	0,10	0,39	0,60	0,11	0,00	0,17	0,17	0,59	0,91	0,68	1,26	0,00	0,23	0,23	0,23	0,17	0,12	0,25	0,33	0,19
	med	0,06	0,06	0,05	0,10	0,39	-	-	-	0,08	0,08	0,05	0,20	0,20	0,22	-	0,13	0,13	0,13	0,14	0,00	0,25	0,33	0,19
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,19	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,15	0,15
	max	0,84	0,84	0,84	0,19	0,60	-	-	-	0,88	0,88	3,24	3,24	3,24	3,24	-	1,03	1,03	1,03	0,39	0,51	0,51	0,51	0,23
	s	0,29	0,29	0,28	0,14	0,29	-	-	-	0,24	0,24	1,30	1,56	1,26	1,64	-	0,28	0,28	0,26	0,19	0,21	0,36	0,25	0,05
	s%	126,09	126,09	133,33	140,00	74,36	-	-	-	141,18	141,18	220,34	171,43	185,29	130,16	-	121,74	121,74	113,04	111,76	175,00	144,00	75,76	26,32
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
Al	x	2,82	2,82	2,65	1,60	3,43	4,37	1,54	0,00	2,57	2,57	2,54	3,21	4,23	8,36	6,05	4,95	4,95	6,39	22,78	18,58	24,79	26,06	2,85
	med	3,15	3,15	2,88	1,60	3,43	-	-	-	2,40	2,40	1,59	2,45	3,79	2,96	-	4,24	4,24	5,39	16,49	3,44	24,79	26,06	2,85
	min	0,35	0,35	0,35	0,71	2,49	-	-	-	0,19	0,19	0,56	0,00	0,00	0,00	-	0,97	0,97	0,97	5,13	0,00	0,00	2,53	2,53
	max	5,34	5,34	5,34	2,49	4,37	-	-	-	12,45	12,45	7,93	7,93	7,93	28,41	-	10,55	10,55	26,26	47,07	49,58	49,58	49,58	3,17
	s	1,57	1,57	1,61	1,26	1,33	-	-	-	3,10	3,10	2,78	3,38	3,33	11,57	-	3,05	3,05	5,97	19,65	23,85	35,06	33,27	4,45
	s%	55,67	55,67	60,75	78,75	38,78	-	-	-	120,62	120,62	109,45	105,30	76,36	138,40	-	61,62	61,62	93,43	86,26	128,36	141,43	127,67	15,79
n	12	12	13	2	1	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2	
H	x	1,39	1,39	1,77	3,95	1,44	1,37	2,78	5,39	2,83	2,83	1,98	2,58	4,12	8,77	1,26	4,14	4,14	6,19	22,40	13,01	2,28	2,17	1,82
	med	0,82	0,82	0,88	3,95	1,44	-	-	-	1,18	1,18	0,84	0,98	3,88	4,96	-	4,46	4,46	4,51	20,50	3,54	2,28	2,17	1,82
	mi	0,00	0,00	0,00	1,51	1,37	-	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-	0,00	0,00	0,00	4,07	1,54	1,54	1,54	0,84
	max	6,18	6,18	6,40	6,40	1,51	-	-	-	17,74	17,74	8,39	8,39	8,39	30,37	-	11,86	11,86	35,87	44,94	44,94	3,02	2,80	2,80
	s	1,81	1,81	2,22	3,46	1,10	-	-	-	4,62	4,62	3,25	3,95	3,95	12,57	-	3,64	3,64	8,56	19,86	18,36	1,04	0,89	1,39
	s%	130,96	130,97	125,63	87,43	6,94	-	-	-	163,02	163,02	164,66	106,67	95,92	143,27	-	87,94	87,94	138,36	88,67	141,21	45,74	41,01	76,38
n	12	12	13	2	1	1	1	1																

Tab. A 61: Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Gesamtorbenkollektives

Tiefe	[cm]	Kalk-Buchenwald			Moder-Buchenwald				Schlagflur			Vorwald			
		10	20	35	10	20	35	45	70	10	20	35	10	20	35
Matrix-potential [cm WS]	x	-212,17	-239,95	-207,88	-127,83	-190,58	-163,84	-	-391,20	-187,6	-125,11	-209,00	-192,42	-161,94	-198,83
	med	-114	-150	-166	-82	-108	-113	-	-91	-84	-86	-83	-70	-78	-104
	s%	98,3	79,3	57,93	97,70	98,50	82,70	-	93,83	115,2	101,5	110,90	126,6	98,1	89,9
	min	-813	-692	-484	-701,00	-847,00	-656,00	-	-864,00	-854	-678	-820,00	<-900	-684	-741
	max	-13	-56	-83	-21,00	-30,00	-49,00	-	-17,00	-26	-25	-14,00	-3	-20	-20
	n	161	44	10	98,00	97,00	97,00	-	34,00	113	72	107,00	131	124	87
Leitfähigkeit [μS/cm]	x	235,23	480,71	484,71	142,95	227,15	397,68	203,86	225,93	101,54	86,05	121,62	272,17	340,22	340,86
	med	209,50	414,00	451,50	120,50	191,9	383,5	202,00	216,00	73,10	63,70	86,20	305,00	375,00	340,00
	s%	47,50	29,88	28,33	39,67	66,99	23,43	21,16	30,17	79,51	66,55	70,76	42,36	33,84	24,40
	min	19,5	358,0	362,0	68,1	67,2	246,0	142,4	136,6	27,5	35,7	41,9	72,2	137,9	189,9
	max	644,0	754,0	921,0	274,0	574,0	589,0	262,0	367,0	415,0	293,0	456,0	495,0	560,0	506,0
	n	68	7	14	37	33	38	13	9	43	35	39	45	38	29
pH	x	7,24	7,52	7,82	4,58	5,86	7,69	5,61	5,39	5,49	5,44	5,28	7,05	7,41	7,37
	med	7,49	7,49	7,87	4,93	6,88	7,78	5,58	6,18	6,08	5,83	6,11	7,53	7,55	7,58
	min	6,23	7,19	7,39	4,02	5	7,17	5,19	4,91	4,77	4,41	4,46	6,01	6,84	6,63
	max	8,08	8,04	8,40	6,71	7,92	8,23	7,80	7,86	7,86	7,50	7,74	8,02	7,88	8,03
	n	69	7	15	38	34	36	13	10	45	39	40	47	39	28
H ⁺ [μg/l]	x	0,06	0,03	0,01	26,40	1,3	0,02	2,46	4,09	3,16	3,59	5,27	0,09	0,04	0,04
	med	0,03	0,03	0,01	11,71	0,13	0,02	2,63	1,69	0,83	1,47	0,62	0,03	0,03	0,03
	s%	133,00	66,66	100,00	103,43	170	50	106,57	83,37	138,60	186,35	172,86	177,77	75,00	125,00
	min	0,01	0,01	0,00	0,19	0,01	0	0,02	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01
	max	0,58	0,06	0,04	94,74	9,92	0,07	6,46	12,30	16,85	38,60	34,40	0,97	0,14	0,23
	n	69	7	15	38	34	36	13	10	45	39	40	47	39	28
Ca ²⁺ [mg/l]	x	21,45	41,76	49,15	6,13	15,47	35,6	16,59	18,16	7,51	6,44	6,65	31,42	42,42	45,63
	med	19,20	36,00	46,00	4,92	12,5	34,65	14,60	12,45	3,99	4,60	4,42	22,50	24,40	50,90
	s%	42,57	31,32	29,31	76,34	79,96	24,52	45,37	75,40	94,54	78,72	97,89	73,87	65,46	54,48
	min	1,84	31,50	35,20	0,23	3,56	20,9	8,00	6,65	0,29	1,53	0,08	2,80	12,20	17,40
	max	51,50	66,60	100,10	19,30	44,5	59,1	30,20	49,70	27,40	23,20	23,50	78,20	103,30	82,00
	n	72	7	19	36	35	38	12	10	44	40	37	47	39	29
Mg ²⁺ [mg/l]	x	12,96	26,53	27,29	4,11	10,08	23,23	5,70	5,67	3,23	2,41	2,33	8,14	8,23	9,77
	med	12,14	24,74	26,38	3,38	8,35	22,86	4,99	5,65	0,91	0,72	0,70	3,93	5,10	3,43
	s%	70,60	20,24	21,47	55,71	90,77	30,52	25,38	15,11	128,17	139,41	127,89	83,78	84,56	77,87
	min	0,98	21,35	20,59	0,20	1,76	11,76	4,00	4,34	0,07	0,30	0,03	1,08	2,24	2,45
	max	36,44	38,28	45,52	9,90	31,38	40,22	8,36	6,94	15,85	13,49	11,35	23,05	26,06	21,18
	n	72	8	19	38	35	36	13	11	46	40	41	49	40	30
Na ⁺ [mg/l]	x	2,47	3,37	3,70	3,67	3,99	4,30	4,98	4,87	2,38	2,37	3,23	1,48	1,66	1,75
	med	2,19	3,59	3,63	3,37	3,85	4,08	4,77	4,78	2,01	2,21	2,52	1,48	1,59	1,62
	s%	50,60	21,95	22,97	40,32	37,09	20,23	12,36	10,93	55,04	37,55	64,70	59,21	34,93	40,00
	min	0,13	2,62	2,90	0,18	1,71	3,11	4,15	3,83	0,10	1,17	0,08	0,28	0,75	0,77
	max	7,78	4,63	6,35	7,28	6,73	6,33	6,43	5,58	6,57	5,36	9,81	5,81	4,18	4,50
	n	69	7	18	36	33	36	12	11	45	40	40	47	40	28
K ⁺ [mg/l]	x	0,32	0,34	0,25	0,21	0,35	0,21	0,28	0,32	1,00	0,69	0,81	0,71	0,38	0,24
	med	0,18	0,30	0,17	0,17	0,28	0,14	0,28	0,30	0,48	0,36	0,44	0,40	0,19	0,16
	s%	175,00	50,00	108,00	95,23	108,57	109,52	76,99	59,48	99,00	92,75	116,04	164,78	144,70	108,33
	min	0,03	0,15	0,07	0,02	0,06	0,05	0,05	0,13	0,05	0,04	0,05	0,05	0,07	0,06
	max	4,25	0,70	1,24	1,19	1,81	1,22	0,87	0,78	3,06	1,80	5,13	7,77	2,59	1,30
	n	72	7	18	37	35	38	12	11	45	40	42	48	40	30
Al ³⁺ [mg/l]	x	0,15	n.n.	n.n.	1,46	0,72	n.n.	0,87	0,69	0,85	0,74	0,99	0,53	n.n.	n.n.
	med				1,28	0,66		0,91	0,61	0,91	0,73	1,00			
	s%				62,32	37,5		17,13	35,16	31,76	35,13	33,33			
	min				0,31	0,38		0,59	0,44	0,23	0,35	0,05			
	max				4,50	1,51		1,07	1,14	1,28	1,39	1,33			
	n	1			32	15		7	5	31	21	16			
Fe ³⁺ [mg/l]	x	0,09	0,06	0,06	0,05	0,09	0,07	0,06	0,12	0,19	0,09	0,09	0,09	0,13	0,09
	med	0,08	0,06	0,06	0,04	0,06	0,07	0,04	0,12	0,17	0,08	0,09	0,06	0,11	0,70
	s%	66,66	16,66		40,00	88,88	57,14	71,48	59,84	73,68	55,55	33,33	66,66	76,92	44,44
	min	0,03	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,04	0,03	0,05	0,02	0,03	0,07
	max	0,30	0,08	0,08	0,08	0,25	0,14	0,12	0,20	0,80	0,19	0,14	0,21	0,36	0,15
	n	18	1	4	9	6	5	3	2	32	16	15	11	8	
Mn ²⁺ [mg/l]	x	0,04	n.n.	0,04	0,58	0,15	0,02	0,18	0,39	0,16	0,11	1,05	0,05	0,03	n.n.
	med	0,04			0,41	0,15	0,02	0,17	0,36	0,19	0,12	1,46	0,05	0,03	
	s%	50,00			96,55	73,33	50	30,51	28,51	62,50	54,54	87,61	40,00	16,60	
	min	0,02			0,02	0,01	0,01	0,12	0,21	0,01	0,02	0,02	0,04	0,02	
	max	0,07			2,07	0,38	0,04	0,28	0,56	0,37	0,20	2,08	0,07	0,03	
	n	7			38	23	6	10	8	32	21	21	2	2	
Zn ²⁺ [mg/l]	x	0,06	0,04	0,04	0,43	0,38	0,04	0,20	0,22	0,16	0,17	0,18	0,04	0,05	0,04
	med	0,03	0,03	0,03	0,42	0,35	0,02	0,16	0,20	0,14	0,14	0,10	0,03	0,03	0,04
	s%	100,00	50,00	75,00	51,16	100,13	100,03	58,08	30,00	62,50	70,85	94,44	75,00	140,00	50,00
	min	0,01	0,02	0,01	0,02	0,2	0,1	0,05	0,14	0,03	0,07	0,03	0,01	0,01	0,01
	max	0,22	0,07	0,12	0,93	1,39	0,18	0,43	0,40	0,65	0,81	0,86	0,16	0,38	0,10
	n	59	5	14	37	32	20	13	10	46	39	41	35	27	
NH ₄ -N [mg/l]	x	1,58	2,26	1,43	0,67	1,46	1,14	1,89	0,91	1,82	1,15	1,60	1,95	1,26	1,84
	med	0,95	1,78	1,04	0,59	0,95	0,77	0,78	0,83	1,13	0,83	0,86	0,89	1,05	0,81
	s%	137,34	80,97	111,18	68,65	72,6	75,43	129,95	38,66	120,32	76,52	152,50	140,51	81,74	170,65
	min	0,32	0,75	0,17	0,13	0,36	0,2	0,34	0,55	0,33	0,34	0,15	0,21	0,13	0,26
	max	14,35	4,71	5,89	2,14	3,84	3,1	9,45	1,57	11,44	3,91	13,10	13,79	13,91	15,49
	n	54	4	12	38	26	33	12	7	39	36	30	40	30	
NO ₃ -N [mg/l]	x	5,56	22,36	12,68	7,69	8,55	8,82	3,14	2,14	3,05	3,21	3,44	3,29	4,02	3,17
	med	3,86	8,49	4,78	6,21	5,7	4,82	2,95	2,36						

Tab. A 62: Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Kalk-Buchenwaldes

Profil und Tiefe [cm]	Horizont	K1 Ah 10	K2 Ah 10	K3 Ah 10	K4 Ah 10	K4 Bv ₁ 25	K4 Bv ₂ 40
Matrix-potential [cm WS]	x	-181,11	-183,43	-260,77	-219,92	-239,95	-229,8
	med	-89,00	-53	-180	-122	-150	-187,5
	s%	101,90	125,17	82,89	84,56	78,45	54,91
	min	-756,00	-813	-745	-695	-692	-484
	max	-11,00	-17	-36	-13	-56	-83
Leitfähigkeit [µS/cm]	x	89	44	35	41	44	10
	med	225,88	155,65	203,51	388,47	480,71	484,71
	s%	225	129,80	191,85	369,00	414,00	451,50
	min	17,54	39,49	16,78	29,62	27,67	27,31
	max	165,3	86,6	166,4	266,0	358,0	362,0
pH	x	351,0	325,0	302,0	644,0	754,0	921,0
	med	17	17	18	15	7	14
	s%	7,06	7,02	7,53	7,82	7,52	7,82
	min	7,37	7,13	7,58	7,83	7,57	7,87
	max	6,23	6,64	7,07	7,41	7,19	7,39
H ⁺ [µg/l]	x	7,75	7,69	7,93	8,08	8,04	8,40
	med	18	17	18	16	8	15
	s%	0,09	0,10	0,03	0,02	0,03	0,02
	min	0,04	0,07	0,03	0,01	0,03	0,01
	max	65,84	147,12	178,39	224,39	184,32	170,35
Ca ²⁺ [mg/l]	x	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00
	med	0,59	0,23	0,09	0,04	0,06	0,04
	s%	18	17	18	16	8	15
	min	19,22	16,51	17,65	32,56	41,76	49,15
	max	20,40	14,05	17,30	32,15	36,00	46,00
Mg ²⁺ [mg/l]	x	23,36	59,40	14,49	22,24	29,01	28,54
	med	1,84	9,44	14,40	22,40	31,50	35,20
	s%	23,40	51,50	23,70	47,40	66,60	100,10
	min	19	16	19	18	7	19
	max	12,24	1,88	11,49	25,67	26,53	27,29
Na ⁺ [mg/l]	x	12,85	1,80	11,70	25,34	24,74	26,38
	med	24,21	28,40	22,41	22,70	18,95	20,88
	s%	0,98	1,21	2,39	14,74	21,35	20,59
	min	15,51	3,00	14,91	36,44	38,28	45,52
	max	19	17	18	18	8	19
K ⁺ [mg/l]	x	1,37	3,23	2,64	2,74	3,37	3,70
	med	1,30	2,84	2,20	2,56	3,59	3,63
	s%	42,05	44,60	40,16	34,09	20,24	22,25
	min	0,13	1,71	1,65	1,43	2,62	2,90
	max	2,20	7,78	5,72	4,32	4,63	6,35
Al ³⁺ [mg/l]	x	18	16	18	17	7	18
	med	0,25	0,55	0,22	0,27	0,34	0,25
	s%	0,11	0,24	0,20	0,15	0,30	0,17
	min	138,39	167,19	63,98	164,96	48,00	103,30
	max	0,05	0,12	0,03	0,04	0,15	0,07
Fe ³⁺ [mg/l]	x	1,40	4,25	0,59	1,98	0,70	1,24
	med	19	18	19	16	7	18
	s%	0,15	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	min	0,15					
	max	1					
Mn ²⁺ [mg/l]	x	0,07	0,07	0,14	0,13	0,06	0,06
	med	0,05	0,06	0,10	0,12	0,06	0,06
	s%	59,37	29,63	70,67	31,32	20,60	20,60
	min	0,03	0,05	0,05	0,08	0,06	0,05
	max	0,15	0,10	0,30	0,18	0,06	0,08
Zn ²⁺ [mg/l]	x	6	5	4	3	1	4
	med	n.n.	0,05	0,03	0,04	n.n.	0,04
	s%	n.n.	0,05	0,03	0,04	n.n.	0,04
	min	47,39	23,41	23,41	23,41	23,41	23,41
	max	0,02	0,02	0,02	0,04	0,04	0,04
NH ₄ -N [mg/l]	x	0,07	0,07	0,14	0,13	0,06	0,06
	med	0,05	0,06	0,10	0,12	0,06	0,06
	s%	59,37	29,63	70,67	31,32	20,60	20,60
	min	0,03	0,05	0,05	0,08	0,06	0,05
	max	0,15	0,10	0,30	0,18	0,06	0,08
NO ₃ -N [mg/l]	x	16	17	17	9	5	14
	med	0,04	0,13	0,04	0,03	0,04	0,04
	s%	0,02	0,13	0,03	0,03	0,03	0,03
	min	95,03	45,65	95,77	67,78	55,12	76,92
	max	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01
Cl ⁻ [mg/l]	x	0,15	0,22	0,16	0,07	0,07	0,12
	med	3,16	6,23	4,27	9,02	22,36	12,68
	s%	3,04	5,33	4,29	4,52	8,48	4,77
	min	48,17	82,65	40,55	124,42	117,18	144,90
	max	0,66	1,99	2,43	2,49	4,81	1,97
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	x	5,25	19,85	8,87	35,61	67,66	68,86
	med	16	10	11	13	5	11
	s%	-	-	-	-	-	-
	min	-	-	-	-	-	-
	max	-	-	-	-	-	-

Tab. A 63: Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Moder-Buchenwaldes

Profil und Tiefe [cm]		M1 Ah 10	M1 AI 20	M1 Bt 35	M2 Ah 10	M2 AI 20	M2 Bt 35	M4 Ah 10	M4 AI ₁ 20	M4 AI ₂ 30	M4 Bt 45	M4 IIBt 70
Matrix-potential [cm WS]	x	-93,12	-138,22	-113,25	-164	-241,77	-213,41	-301,58	-	-355,94	-	-390,12
	med	-51	-94	-88	-112	-137	-144	-88,00	-	-238,00	-	-90,00
	s%	108,26	81,27	62,63	82,67	93,75	75,69	94,04	-	86,33	-	93,83
	min	-549	-613	-380	-701	<-900	-656	-854,00	-	-864,00	-	<-900
	max	-21	-53	-49	-26	-30	-55	-37,00	-	-17,00	-	-11,00
	n	50	48	48	48	49	49	38,00	-	36,00	-	44,00
Leitfähigkeit [µS/cm]	x	141,88	110,71	343,84	143,96	324,19	451,53	170,98	150,06	178,82	203,86	225,93
	med	126,55	89,50	330,00	120,10	266,50	434,00	141,2	125,35	132,2	202	216
	s%	30,25	42,25	22,33	45,81	42,11	15,99	57,80	47,39	61,08	21,16	30,17
	min	88,9	67,2	246,0	68,1	158,0	342,0	50,0	48,6	79,8	142,4	136,6
	max	224,0	201,0	485,0	274,0	574,0	589,0	415,0	293,0	456,0	262,0	367,0
	n	18	15	19	19	18	19	15	10	14	13	9
pH	x	4,32	5,56	7,72	5,26	7,37	7,66	6,43	6,50	6,08	5,61	5,39
	med	4,30	5,71	7,78	5,43	7,49	7,78	6,86	6,59	6,21	5,58	6,18
	s%	4,02	5,00	7,36	4,69	6,88	7,17	5,55	6,12	5,46	5,19	4,91
	min	5,92	6,72	8,17	6,71	7,92	8,32	7,86	7,50	7,50	7,80	7,86
	max	19	16	19	19	18	17	16	12	14	13	10
	n	19	16	19	19	18	17	16	12	14	13	10
H⁺ [µa/l]	x	47,32	2,75	0,02	5,48	0,04	0,02	0,37	0,32	0,82	2,46	4,09
	med	50,12	2,03	0,02	3,72	0,03	0,02	0,14	0,26	0,63	2,63	1,69
	s%	201,32	109,19	234,89	112,90	123,96	131,64	55,42	171,30	94,02	106,57	83,37
	min	1,20	0,19	0,01	0,19	0,01	0,00	0,01	0,03	0,03	0,02	0,01
	max	95,50	10,00	0,04	20,42	0,13	0,07	2,82	0,76	3,47	6,46	12,30
	n	19	16	19	19	18	17	16	12	14	13	10
Ca²⁺ [mg/l]	x	3,28	5,95	30,49	9,32	24,46	40,71	15,17	12,42	13,62	16,59	18,16
	med	3,08	4,94	29,50	7,83	20,35	39,80	16,85	11,60	13,90	14,60	12,45
	s%	42,17	43,40	19,32	52,25	44,15	19,25	41,51	42,83	43,47	45,37	75,40
	min	0,23	3,56	20,90	4,13	11,60	29,90	4,11	3,83	6,53	8,00	6,65
	max	5,84	13,80	44,00	19,30	44,50	59,10	27,40	23,20	23,50	30,20	49,70
	n	19	17	19	17	18	19	16	12	13	12	10
Mg²⁺ [mg/l]	x	3,47	2,77	18,18	4,76	16,99	27,75	7,49	6,52	5,30	5,70	5,67
	med	2,86	2,19	16,57	4,08	13,75	26,78	8,20	6,40	4,80	4,99	5,65
	s%	56,37	41,31	24,30	49,40	45,12	20,31	53,89	53,98	58,19	25,38	15,11
	min	0,20	1,76	11,76	2,29	8,35	19,80	0,59	0,56	1,07	4,00	4,34
	max	9,90	5,66	27,06	9,48	31,38	40,22	15,85	13,49	11,35	8,36	6,94
	n	19	17	17	19	18	19	17	12	15	13	11
Na⁺ [mg/l]	x	3,74	3,22	4,57	3,61	4,72	4,03	3,31	3,29	4,67	4,98	4,87
	med	3,28	2,56	4,30	3,42	4,54	3,92	2,81	3,25	3,87	4,77	4,78
	s%	45,84	44,18	20,23	31,83	22,35	17,14	39,68	28,42	38,31	12,36	10,93
	min	0,18	1,71	3,28	1,96	3,24	3,11	1,84	1,91	2,54	4,15	3,83
	max	7,28	6,22	6,33	5,93	6,73	6,01	6,57	5,36	7,75	6,43	5,58
	n	18	16	18	18	17	18	16	12	14	12	11
K⁺ [mg/l]	x	0,25	0,36	0,16	0,17	0,34	0,26	0,25	0,15	0,58	0,28	0,32
	med	0,17	0,28	0,14	0,13	0,25	0,13	0,22	0,13	0,19	0,28	0,30
	s%	97,94	100,73	51,55	72,60	116,42	117,25	76,20	54,54	208,86	76,99	59,48
	min	0,08	0,07	0,05	0,02	0,06	0,05	0,05	0,04	0,05	0,05	0,13
	max	1,19	1,64	0,40	0,41	1,81	1,12	0,80	0,28	5,13	0,87	0,78
	n	19	17	19	18	18	19	17	12	16	12	11
Al³⁺ [mg/l]	x	2,02	0,72	n.n.	0,75	n.n.	n.n.	0,80	0,52	0,96	0,87	0,69
	med	1,78	0,66	-	0,71	-	-	0,76	0,51	0,94	0,91	0,61
	s%	40,76	37,10	-	32,37	-	-	27,25	23,62	15,23	17,13	35,16
	min	1,15	0,38	-	0,31	-	-	0,51	0,35	0,82	0,59	0,44
	max	4,50	1,51	-	1,26	-	-	1,21	0,73	1,33	1,07	1,14
	n	18	15	-	14	-	-	15	6	9	7	5
Fe³⁺ [mg/l]	x	0,04	0,11	0,08	0,06	0,08	0,06	0,21	0,11	0,09	0,06	0,12
	med	0,04	0,05	0,07	0,05	0,06	0,06	0,20	0,10	0,09	0,04	0,12
	s%	39,18	93,15	65,62	42,02	34,99	12,07	31,31	47,78	30,41	71,48	59,84
	min	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,05	0,08	0,04	0,05	0,02	0,05
	max	0,05	0,25	0,14	0,08	0,11	0,07	0,36	0,19	0,13	0,12	0,20
	n	4	3	3	5	3	2	17	10	11	3	2
Mn²⁺ [mg/l]	x	0,99	0,19	0,02	0,17	0,03	0,03	0,05	0,03	0,04	0,18	0,39
	med	0,88	0,16	0,02	0,14	0,02	0,03	0,05	0,03	0,03	0,17	0,36
	s%	50,56	46,10	45,39	63,96	60,39	-	49,55	50,99	50,99	30,51	28,51
	min	0,02	0,09	0,01	0,05	0,01	0,03	0,03	0,03	0,02	0,12	0,21
	max	2,07	0,38	0,04	0,45	0,06	-	0,09	0,07	0,07	0,28	0,56
	n	19	17	5	19	6	1	6	1	6	10	8
Zn²⁺ [mg/l]	x	0,51	0,70	0,04	0,34	0,06	0,04	0,18	0,16	0,18	0,20	0,22
	med	0,45	0,56	0,02	0,26	0,04	0,02	0,13	0,10	0,09	0,16	0,20
	s%	38,80	39,88	127,93	55,87	108,55	75,84	75,42	130,42	122,42	58,08	30,00
	min	0,02	0,45	0,01	0,13	0,02	0,01	0,09	0,07	0,06	0,05	0,14
	max	0,93	1,39	0,18	0,73	0,26	0,11	0,65	0,81	0,86	0,43	0,40
	n	19	16	10	18	16	10	17	11	15	13	10
NH₄-N [mg/l]	x	0,60	1,40	1,21	0,75	1,59	1,06	1,92	1,18	1,95	1,89	0,91
	med	0,39	0,96	0,96	0,63	0,95	0,67	1,03	0,83	0,85	0,78	0,83
	s%	66,03	68,44	72,60	67,54	74,06	74,13	151,92	74,08	175,42	129,95	38,66
	min	0,18	0,36	0,30	0,13	0,39	0,20	0,33	0,36	0,15	0,34	0,55
	max	1,81	3,38	3,10	2,14	3,84	2,94	11,44	2,93	13,10	9,45	1,57
	n	19	17	18	19	9	15	12	11	12	12	7
NO₃-N [mg/l]	x	7,24	8,43	7,99	7,99	8,79	9,26	2,86	2,54	3,60	3,14	2,14
	med	6,13	5,94	3,79	6,29	5,32	5,30	2,55	2,63	4,20	2,95	2,36
	s%	58,14	65,02	108,70	80,26	77,46	88,79	42,69	55,85	42,09	40,93	49,57
	min	2,18	3,42	2,08	1,47	3,18	3,61	1,39	0,48	0,73	0,64	0,03
	max	20,29	21,81	30,00	26,15	24,75	31,54	6,18	4,97	5,46	5,58	3,80
	n	18	15	17	17	8	14	12	11	12	11	8
Cl⁻ [mg/l]	x	6,94	6,04	5,84	-	-	-	-	-	-	-	-
	med	5,50	5,01	5,01	-	-	-	-	-	-	-	-
	s%	54,05	41,26	50,23	-	-	-	-	-	-	-	-
	min	1,80	2,29	2,47	-	-	-	-	-	-	-	-
	max	15,41	11,44	14,50	-	-	-	-	-	-	-	-
	n	19	13	18	-	-	-	-	-	-	-	-
SO₄²⁻ [mg/l]	x	53,88	33,56	22,79	-	-	-	-	-	-	-	-
	med	29,45	18,95	20,37	-	-	-	-	-	-	-	-
	s%	106,35	92,77	28,86	-	-	-	-	-	-	-	-
	min	3,53	11,26	12,95	-	-	-	-	-	-	-	-
	max	187,20	110,20	36,70	-	-	-	-	-	-	-	-
	n	17	11	18	-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. A 64: Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser der Schlagflur

Profil und Tiefe [cm]	Horizont	S1 Ah 10	S1 A1 20	S1 Bt 35	S2 Ah 10	S2 A1 20	S2 Bt 35
Matrix-potential [cm WS]	x	-166,39	-166,39	-166,54	-96,13	-88,19	-99,62
	med	-101,00	-95,00	-84	-55,00	-42,00	-72,00
	s%	94,60	88,33	92,98	111,33	105,09	69,42
	min	-745,00	-678,00	-622	-488,00	-369,00	-339,00
	max	-40,00	-27,00	-20	-26,00	-25,00	-30,00
	n	36,00	36,00	37	39,00	36,00	34,00
Leitfähigkeit [μS/cm]	x	74,91	65,75	76,44	53,76	56,53	101,37
	med	66	63,8	71,95	43,9	57,4	91,7
	s%	25,12	13,43	22,01	44,70	23,55	54,78
	min	58,4	48,4	64,2	27,5	35,7	41,9
	max	131,3	78,9	134,1	94,4	81,5	197,0
	n	14	13	14	14	13	12
pH	x	5,20	5,28	4,85	5,51	5,30	6,96
	med	5,24	5,50	4,90	5,59	5,63	7,15
	min	4,77	4,79	4,46	4,97	4,41	6,56
	max	6,99	6,34	6,91	6,88	6,67	7,74
	n	15	13	15	14	14	12
H ⁺ [μg/l]	x	6,29	5,24	13,97	3,09	4,96	0,11
	med	5,75	3,16	12,57	2,65	2,35	0,07
	s%	114,69	117,62	136,58	102,77	51,82	115,31
	min	0,10	0,46	0,12	0,13	0,21	0,02
	max	16,98	16,22	34,67	10,72	38,90	0,28
	n	15	13	15	14	14	12
Ca ²⁺ [mg/l]	x	2,88	3,47	1,28	3,40	4,24	4,75
	med	2,65	3,50	1,37	2,77	4,39	4,42
	s%	51,60	35,12	36,15	41,53	30,71	27,11
	min	0,29	1,53	0,08	1,85	2,47	3,50
	max	6,00	5,48	2,03	5,99	7,19	7,75
	n	14	13	13	14	15	11
Mg ²⁺ [mg/l]	x	0,86	0,88	0,62	0,58	0,45	1,34
	med	0,82	0,87	0,62	0,52	0,43	0,51
	s%	40,57	27,61	32,23	47,63	25,31	199,50
	min	0,07	0,56	0,03	0,27	0,30	0,29
	max	1,74	1,32	0,98	1,10	0,71	10,89
	n	15	13	13	14	15	14
Na ⁺ [mg/l]	x	2,03	2,10	2,40	1,68	1,87	2,51
	med	1,84	2,20	2,06	1,63	1,99	1,97
	s%	55,15	17,96	51,71	40,17	25,92	85,72
	min	0,10	1,37	0,08	0,72	1,17	1,32
	max	5,73	2,61	5,72	2,68	2,66	9,81
	n	15	13	13	14	15	13
K ⁺ [mg/l]	x	2,08	1,49	1,38	0,84	0,42	0,52
	med	2,34	1,56	1,43	0,58	0,33	0,37
	s%	43,02	15,15	33,58	74,97	87,20	98,45
	min	0,08	1,06	0,21	0,25	0,06	0,14
	max	3,06	1,80	2,23	2,25	1,71	1,93
	n	14	13	13	14	15	13
Al ³⁺ [mg/l]	x	0,99	0,86	1,03	0,54	0,66	n.n.
	med	1,07	0,85	1,01	0,52	0,66	
	s%	25,49	24,59	14,98	10,13	40,46	
	min	0,23	0,53	0,74	0,48	0,39	
	max	1,28	1,39	1,27	0,61	0,92	
	n	13	13	7	3	2	
Fe ³⁺ [mg/l]	x	0,17	0,05	0,10	0,04	0,12	0,11
	med	0,11	0,04	0,10	0,04	0,12	0,11
	s%	109,81	29,61	37,25			24,32
	min	0,06	0,03	0,06	0,04	0,12	0,08
	max	0,80	0,07	0,14			0,14
	n	14	5	2	1	1	2
Mn ²⁺ [mg/l]	x	0,25	0,15	1,67	0,10	0,04	0,04
	med	0,25	0,14	1,85	0,07	0,04	0,04
	s%	19,84	20,11	31,62	74,96	41,56	60,00
	min	0,18	0,11	0,03	0,01	0,02	0,02
	max	0,37	0,20	2,08	0,24	0,08	0,07
	n	14	13	13	12	7	2
Zn ²⁺ [mg/l]	x	0,16	0,20	0,25	0,15	0,15	0,11
	med	0,16	0,21	0,28	0,11	0,14	0,08
	s%	29,37	22,15	30,13	55,99	33,10	125,15
	min	0,03	0,12	0,03	0,07	0,09	0,05
	max	0,23	0,27	0,31	0,34	0,28	0,59
	n	15	13	13	14	15	13
NH ₄ -N [mg/l]	x	2,18	1,17	1,05	1,27	1,02	2,42
	med	1,58	0,68	0,68	0,94	0,63	1,71
	s%	95,82	67,54	80,04	71,23	92,81	74,10
	min	0,36	0,34	0,15	0,33	0,00	0,86
	max	9,16	3,01	3,00	3,35	3,91	5,41
	n	15	13	14	12	13	4
NO ₃ -N [mg/l]	x	2,93	3,32	2,89	3,42	3,73	4,78
	med	3,38	2,76	2,58	3,75	3,45	4,89
	s%	54,88	36,52	52,13	46,14	40,62	12,48
	min	0,01	2,00	0,42	0,68	1,94	3,85
	max	4,97	5,56	5,68	5,87	6,65	5,48
	n	14	11	12	10	11	5
Cl ⁻ [mg/l]	x	4,61	5,18	5,54	-	-	-
	med	4,27	4,02	4,94	-	-	-
	s%	34,27	42,37	45,89	-	-	-
	min	1,89	2,76	2,39	-	-	-
	max	7,60	10,03	12,00	-	-	-
	n	13	12	14	-	-	-
SO ₄ ²⁻ [mg/l]	x	48,79	27,20	16,74	-	-	-
	med	41,90	19,34	17,37	-	-	-
	s%	63,29	97,07	35,67	-	-	-
	min	2,77	2,01	1,17	-	-	-
	max	98,11	88,97	28,05	-	-	-
	n	12	10	14	-	-	-

Tab. A 65: Tiefenfunktion der mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser des Vorwaldes

Profil und Tiefe [cm]	Horizont	V1 Ah 10	V1 Bt 25	V2 Ah 10	V2 Al 25	V2 Bt 40	V3 Ah 10	V3 Al+Bt 25	V3 Bt 40
Matrix-potential [cm WS]	x	-130,11	-153,59	-320,83	-208,54	-237,26	-109,77	-120,72	-156,05
	med	-42	-67	-132	-116	-153,5	-68	-71	-80
	s%	147,85	113,3	96,58	79,96	79,11	93,87	93,28	97,69
	min	-841	-684	<-900	-608	-642	-556	-528	-741
	max n	-3 37	-23 37	-22 48	-20 46	-20 46	-27 45	-26 43	-23 43
Leitfähigkeit [μ S/cm]	x	115,39	202,29	252,82	314,48	269,46	374,78	431,41	398,88
	med	109,70	207,00	226,00	270,00	253,00	360,00	413,00	401,00
	s%	37,50	24,89	28,90	29,09	20,55	14,07	12,18	11,50
	min	65,4	137,9	167,8	237,0	189,9	305,0	367,0	326,0
	max n	194,8 11	306,0 9	404,0 17	549,0 12	416,0 13	495,0 18	560,0 17	506,0 16
pH	x	6,66	7,35	7,31	7,34	7,19	7,49	7,50	7,69
	med	6,90	7,45	7,47	7,38	7,34	7,72	7,69	7,72
	min	6,01	6,95	6,80	7,01	6,63	6,82	6,84	7,29
	max	7,62	7,84	7,99	7,88	7,76	8,02	7,86	8,03
	n	13	10	17	12	13	18	17	15
H^+ [μ g/l]	x	0,22	0,04	0,05	0,05	0,07	0,03	0,03	0,02
	med	0,13	0,04	0,03	0,04	0,05	0,02	0,02	0,02
	s%	86,87	156,83	127,29	205,47	116,68	87,42	105,95	195,34
	min	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
	max n	0,98 13	0,11 10	0,16 17	0,10 12	0,23 13	0,15 18	0,14 17	0,05 15
Ca^{2+} [mg/l]	x	8,19	17,68	19,55	23,55	21,11	60,38	73,58	68,52
	med	8,37	18,15	19,55	23,00	20,75	58,30	71,65	69,50
	s%	28,07	20,25	21,59	19,45	11,54	13,43	16,55	11,60
	min	2,80	12,20	13,40	14,70	17,40	49,30	55,00	50,90
	max n	12,10 12	23,00 11	26,60 18	33,60 12	25,60 14	78,20 17	103,30 16	82,00 15
Mg^{2+} [mg/l]	x	3,41	6,20	16,44	17,98	17,56	3,25	2,66	2,95
	med	3,28	6,21	14,53	17,80	17,01	3,16	2,55	2,81
	s%	27,64	19,17	22,87	20,00	13,63	14,97	11,49	10,45
	min	1,08	4,45	11,74	10,76	11,83	2,58	2,24	2,45
	max n	5,13 13	8,34 11	23,05 18	26,06 12	21,18 14	4,31 18	3,34 17	3,48 16
Na^+ [mg/l]	x	0,99	1,50	1,94	1,95	2,00	1,50	1,57	1,54
	med	0,84	1,39	1,84	1,70	1,70	1,52	1,57	1,58
	s%	73,78	40,61	59,85	38,26	45,92	16,68	9,95	12,78
	min	0,29	0,75	0,72	1,35	0,77	1,08	1,31	1,27
	max n	2,77 13	3,23 12	5,81 17	4,18 12	4,50 13	2,13 17	1,88 16	1,81 15
K^+ [mg/l]	x	1,15	0,73	0,56	0,34	0,28	0,54	0,18	0,21
	med	0,22	0,34	0,36	0,22	0,15	0,57	0,13	0,17
	s%	174,57	116,78	120,17	92,12	119,84	37,94	79,03	67,20
	min	0,05	0,11	0,07	0,12	0,06	0,17	0,07	0,08
	max n	7,77 13	2,59 11	2,80 18	1,19 12	1,30 14	0,85 17	0,69 17	0,61 16
Al^{3+} [mg/l]	x	n.n.	n.n.	0,53	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
	med			0,53					
	s%								
	min			0,53					
	max n			1					
Fe^{3+} [mg/l]	x	0,06	0,11	0,11	0,16	0,07	n.n.	0,09	0,10
	med	0,04	0,11	0,10	0,13	0,07		0,09	0,08
	s%	74,60	2,26	59,93	79,46			29,61	38,30
	min	0,02	0,11	0,03	0,03	0,07		0,06	0,07
	max n	0,15 5	0,11 2	0,21 6	0,36 4	0,07 1		0,12 2	0,15 3
Mn^{2+} [mg/l]	x	0,04	n.n.	0,07	0,02	n.n.	n.n.	0,03	n.n.
	med	0,04		0,07	0,02			0,03	
	s%								
	min	0,04		0,07	0,02			0,03	
	max n	1		1	1			1	
Zn^{2+} [mg/l]	x	0,03	0,05	0,05	0,09	0,04	0,04	0,03	0,04
	med	0,02	0,04	0,03	0,03	0,04	0,03	0,02	0,03
	s%	61,60	43,77	89,66	140,44	39,95	65,37	86,48	64,33
	min	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
	max n	0,09 12	0,08 9	0,16 14	0,38 7	0,05 8	0,08 9	0,08 11	0,10 8
NH_4-N [mg/l]	x	2,35	2,37	2,24	1,31	2,16	1,46	0,97	1,51
	med	1,57	2,10	0,73	1,05	0,62	0,95	0,60	1,13
	s%	103,19	44,31	167,70	73,06	192,78	94,50	85,69	76,39
	min	0,52	1,31	0,21	0,62	0,37	0,26	0,13	0,26
	max n	8,68 10	3,98 4	13,79 14	4,13 10	15,49 12	5,11 16	3,36 17	3,97 12
NO_3-N [mg/l]	x	2,04	4,83	3,21	3,95	3,32	4,19	3,86	3,01
	med	1,44	5,52	2,22	2,38	2,49	3,15	3,32	2,74
	s%	66,72	33,98	82,05	80,43	56,07	61,27	73,02	40,85
	min	0,47	2,09	0,89	1,10	1,60	2,02	1,45	1,42
	max n	4,98 9	6,18 4	11,33 13	11,15 11	8,29 11	11,92 13	13,91 16	5,13 11
Cl^- [mg/l]	x	-	-	-	-	-	4,76	5,11	5,29
	med						2,63	2,28	3,24
	s%						82,12	85,08	83,76
	min						1,48	1,28	1,48
	max n						13,86 17	12,58 17	14,50 12
SO_4^{2-} [mg/l]	x	-	-	-	-	-	48,69	18,92	25,12
	med						21,40	20,25	21,42
	s%						110,77	29,98	27,65
	min						4,03	0,88	16,90
	max n						202,09 15	24,635 15	38,698 13

Tab. A 66: Jahresmittelwerte der Matrixpotentiale, elektrolytische Leitfähigkeit und Elementkonzentrationen im Sickerwasser der Standorttypen

(Mittelwert (x), Median (med), Minimum- (min), Maximumwert (max) in [cm WS], [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$], [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$], Variationskoeffizient s[%] und Anzahl der Proben (n) der jeweiligen Meßreihen von 06.1996 bis 06.1997 der Standorttypen (nn): nicht nachweisbar, -: nicht gemessen)

		Kalk-Buchenwald			Moder-Buchenwald				Schlagflur			Vorwald			
Tiefe	[cm]	10	20	35	10	20	35	45	70	10	20	35	10	20	35
Matrix-potential [cm WS]	x	-212,17	-239,95	-207,88	-127,83	-190,58	-163,84	-	-391,20	-187,6	-125,11	-209,00	-192,42	-161,94	-198,83
	med	-114	-150	-166	-82	-108	-113	-	-91	-84	-86	-83	-70	-78	-104
	s%	98,3	79,3	57,93	97,70	98,50	82,70	-	93,83	115,2	101,5	110,90	126,6	98,1	89,9
	min	-813	-692	-484	-701,00	-847,00	-656,00	-	-864,00	-854	-678	-820,00	<-900	-684	-741
	max	-13	-56	-83	-21,00	-30,00	-49,00	-	-17,00	-26	-25	-14,00	-3	-20	-20
	n	161	44	10	98,00	97,00	97,00	-	34,00	113	72	107,00	131	124	87
Leitfähigkeit [$\mu\text{S}/\text{cm}$]	x	235,23	480,71	484,71	142,95	227,15	397,68	203,86	225,93	101,54	86,05	121,62	272,17	340,22	340,86
	med	209,50	414,00	451,50	120,50	191,9	383,5	202,00	216,00	73,10	63,70	86,20	305,00	375,00	340,00
	s%	47,50	29,88	28,33	39,67	66,99	23,43	21,16	30,17	79,51	66,55	70,76	42,36	33,84	24,40
	min	19,5	358,0	362,0	68,1	67,2	246,0	142,4	136,6	27,5	35,7	41,9	72,2	137,9	189,9
	max	644,0	754,0	921,0	274,0	574,0	589,0	262,0	367,0	415,0	293,0	456,0	495,0	560,0	506,0
	n	68	7	14	37	33	38	13	9	43	35	39	45	38	29
pH	x	7,24	7,52	7,82	4,58	5,86	7,69	5,61	5,39	5,49	5,44	5,28	7,05	7,41	7,37
	med	7,49	7,49	7,87	4,93	6,88	7,78	5,58	6,18	6,08	5,83	6,11	7,53	7,55	7,58
	min	6,23	7,19	7,39	4,02	5	7,17	5,19	4,91	4,77	4,41	4,46	6,01	6,84	6,63
	max	8,08	8,04	8,40	6,71	7,92	8,23	7,80	7,86	7,86	7,50	7,74	8,02	7,88	8,03
	n	69	7	15	38	34	36	13	10	45	39	40	47	39	28
H ⁺ [$\mu\text{a}/\text{l}$]	x	0,06	0,03	0,01	26,40	1,3	0,02	2,46	4,09	3,16	3,59	5,27	0,09	0,04	0,04
	med	0,03	0,03	0,01	11,71	0,13	0,02	2,63	1,69	0,83	1,47	0,62	0,03	0,03	0,03
	s%	133,00	66,66	100,00	103,43	170	50	106,57	83,37	138,60	186,35	172,86	177,77	75,00	125,00
	min	0,01	0,01	0,00	0,19	0,01	0	0,02	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01
	max	0,58	0,06	0,04	94,74	9,92	0,07	6,46	12,30	16,85	38,60	34,40	0,97	0,14	0,23
	n	69	7	15	38	34	36	13	10	45	39	40	47	39	28
Ca ²⁺ [mg/l]	x	21,45	41,76	49,15	6,13	15,47	35,6	16,59	18,16	7,51	6,44	6,65	31,42	42,42	45,63
	med	19,20	36,00	46,00	4,92	12,5	34,65	14,60	12,45	3,99	4,60	4,42	22,50	24,40	50,90
	s%	42,57	31,32	29,31	76,34	79,96	24,52	45,37	75,40	94,54	78,72	97,89	73,87	65,46	54,48
	min	1,84	31,50	35,20	0,23	3,56	20,9	8,00	6,65	0,29	1,53	0,08	2,80	12,20	17,40
	max	51,50	66,60	100,10	19,30	44,5	59,1	30,20	49,70	27,40	23,20	23,50	78,20	103,30	82,00
	n	72	7	19	36	35	38	12	10	44	40	37	47	39	29
Mg ²⁺ [mg/l]	x	12,96	26,53	27,29	4,11	10,08	23,23	5,70	5,67	3,23	2,41	2,33	8,14	8,23	9,77
	med	12,14	24,74	26,38	3,38	8,35	22,86	4,99	5,65	0,91	0,72	0,70	3,93	5,10	3,43
	s%	70,60	20,24	21,47	55,71	90,77	30,52	25,38	15,11	128,17	139,41	127,89	83,78	84,56	77,87
	min	0,98	21,35	20,59	0,20	1,76	11,76	4,00	4,34	0,07	0,30	0,03	1,08	2,24	2,45
	max	36,44	38,28	45,52	9,90	31,38	40,22	8,36	6,94	15,85	13,49	11,35	23,05	26,06	21,18
	n	72	8	19	38	35	36	13	11	46	40	41	49	40	30
Na ⁺ [mg/l]	x	2,47	3,37	3,70	3,67	3,99	4,30	4,98	4,87	2,38	2,37	3,23	1,48	1,66	1,75
	med	2,19	3,59	3,63	3,37	3,85	4,08	4,77	4,78	2,01	2,21	2,52	1,48	1,59	1,62
	s%	50,60	21,95	22,97	40,32	37,09	20,23	12,36	10,93	55,04	37,55	64,70	59,21	34,93	40,00
	min	0,13	2,62	2,90	0,18	1,71	3,11	4,15	3,83	0,10	1,17	0,08	0,28	0,75	0,77
	max	7,78	4,63	6,35	7,28	6,73	6,33	6,43	5,58	6,57	5,36	9,81	5,81	4,18	4,50
	n	69	7	18	36	33	36	12	11	45	40	40	47	40	28
K ⁺ [mg/l]	x	0,32	0,34	0,25	0,21	0,35	0,21	0,28	0,32	1,00	0,69	0,81	0,71	0,38	0,24
	med	0,18	0,30	0,17	0,17	0,28	0,14	0,28	0,30	0,48	0,36	0,44	0,40	0,19	0,16
	s%	175,00	50,00	108,00	95,23	108,57	109,52	76,99	59,48	99,00	92,75	116,04	164,78	144,70	108,33
	min	0,03	0,15	0,07	0,02	0,06	0,05	0,05	0,13	0,05	0,04	0,05	0,05	0,07	0,06
	max	4,25	0,70	1,24	1,19	1,81	1,22	0,87	0,78	3,06	1,80	5,13	7,77	2,59	1,30
	n	72	7	18	37	35	38	12	11	45	40	42	48	40	30
Al ³⁺ [mg/l]	x	0,15	n.n	n.n	1,46	0,72	n.n	0,87	0,69	0,85	0,74	0,99	0,53	n.n	n.n
	med				1,28	0,66		0,91	0,61	0,91	0,73	1,00			
	s%				62,32	37,5		17,13	35,16	31,76	35,13	33,33			
	min				0,31	0,38		0,59	0,44	0,23	0,35	0,05			
	max				4,50	1,51		1,07	1,14	1,28	1,39	1,33			
	n	1			32	15		7	5	31	21	16	1		
Fe ³⁺ [mg/l]	x	0,09	0,06	0,06	0,05	0,09	0,07	0,06	0,12	0,19	0,09	0,09	0,09	0,13	0,09
	med	0,08	0,06	0,06	0,04	0,06	0,07	0,04	0,12	0,17	0,08	0,09	0,06	0,11	0,70
	s%	66,66	16,66	16,66	40,00	88,88	57,14	71,48	59,84	73,68	55,55	33,33	66,66	76,92	44,44
	min	0,03	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,05	0,04	0,03	0,05	0,02	0,03	0,07
	max	0,30	0,08	0,08	0,08	0,25	0,14	0,12	0,20	0,80	0,19	0,14	0,21	0,36	0,15
	n	18	1	4	9	6	5	3	2	32	16	15	11	8	4
Mn ²⁺ [mg/l]	x	0,04	n.n	0,04	0,58	0,15	0,02	0,18	0,39	0,16	0,11	1,05	0,05	0,03	n.n
	med	0,04			0,41	0,15	0,02	0,17	0,36	0,19	0,12	1,46	0,05	0,03	
	s%	50,00			96,55	73,33	50	30,51	28,51	62,50	54,54	87,61	40,00	16,60	
	min	0,02			0,02	0,01	0,01	0,12	0,21	0,01	0,02	0,02	0,04	0,02	
	max	0,07			2,07	0,38	0,04	0,28	0,56	0,37	0,20	2,08	0,07	0,03	
	n	7		1	38	23	6	10	8	32	21	21	2	2	
Zn ²⁺ [mg/l]	x	0,06	0,04	0,04	0,43	0,38	0,04	0,20	0,22	0,16	0,17	0,18	0,04	0,05	0,04
	med	0,03	0,03	0,03	0,42	0,35	0,02	0,16	0,20	0,14	0,14	0,10	0,03	0,03	0,04
	s%	100,00	50,00	75,00	51,16	100,13	100,03	58,08	30,00	62,50	70,85	94,44	75,00	140,00	50,00
	min	0,01	0,02	0,01	0,02	0,2	0,1	0,05	0,14	0,03	0,07	0,03	0,01	0,01	0,01
	max	0,22	0,07	0,12	0,93	1,39	0,18	0,43	0,40	0,65	0,81	0,86	0,16	0,38	0,10
	n	59	5	14	37	32	20	13	10	46	39	41	35	27	16
NH ₄ -N [mg/l]	x	1,58	2,26	1,43	0,67	1,46	1,14	1,89	0,91	1,82	1,15	1,60	1,95	1,26	1,84
	med	0,95	1,78	1,04	0,59	0,95	0,77	0,78	0,83	1,13	0,83	0,86	0,89	1,05	0,81
	s%	137,34	80,97	111,18	68,65	72,6	75,43	129,95	38,66	120,32	76,52	152,50	140,51	81,74	170,65
	min	0,32	0,75	0,17	0,13	0,36	0,2	0,34	0,55	0,33	0,34	0,15	0,21	0,13	0,26
	max	14,35	4,71	5,89	2,14	3,84	3,1	9,45	1,57	11,44	3,91	13,10	13,79	13,91	15,49
	n	54	4	12	38	26	33	12	7	39	36	30	40	30	24
NO ₃ -N [mg/l]	x	5,56	22,36	12,68											

Tab. A 67: NH_4-N , NO_3-N , N_{min} -Konzentrationen und Nitrifikationsgrad (NO_3-N [%]) der Deponate (ND) und der Sickerwässer in verschiedenen Tiefenstufen

ND = Niederschlagsdeposition, FN = Freilandniederschlag, KR = Kronentraufe, ST = Stammabfluß,
 KBW = Kalk-Buchenwald, MBW = Moder-Buchenwald

Standortstyp	ND	NH_4-N	NO_3-N	N_{min}	NO_3-N
Profil	Tiefe [cm]	[mg/l]			[%]
KBW	FN	1,78	1,87	3,65	51,2
K1	0-10	0,97	3,16	4,13	76,5
	KR	3,47	4,26	7,73	55,1
K2	0-10	3,67	6,23	9,9	62,9
K3	0-10	0,95	4,27	5,22	81,8
K4	0-10	1,03	9,02	10,05	89,8
	20	2,26	22,36	24,62	90,8
	40	1,43	12,68	14,11	89,9
MBW	ST	3,66	3,59	7,25	49,5
M1	0-10	0,6	7,24	7,84	92,3
	20	1,4	8,43	9,83	85,8
	35	1,21	7,99	9,2	86,8
	BN	3,57	3,93	7,5	52,4
M2	0-10	0,75	7,99	8,74	91,4
	20	1,59	8,79	10,38	84,7
	35	1,06	9,26	10,32	89,7
	KR	3,47	4,26	7,73	55,1
M4	0-10	1,92	2,86	4,78	59,8
	20	1,18	2,54	3,72	68,3
	35	1,95	3,6	5,55	64,9
	45	1,89	3,14	5,03	62,4
	70	0,91	2,14	3,05	70,2
Schlagflur	FN	1,78	1,87	3,65	51,2
S1	0-10	2,18	2,93	5,11	57,3
	20	1,17	3,32	4,49	73,9
	35	1,05	2,89	3,94	73,4
	FN	1,78	1,87	3,65	51,2
S2	0-10	1,27	3,42	4,69	72,9
	20	1,02	3,73	4,75	78,5
	35	2,42	4,78	7,2	66,4
Vorwald	FN	1,78	1,87	3,65	51,2
V1	0-10	2,35	2,04	4,39	46,5
	25	2,37	4,83	7,2	67,1
	FN	1,78	1,87	3,65	51,2
V2	0-10	2,24	3,21	5,45	58,9
	25	1,31	3,95	5,26	75,1
	35	2,16	3,32	5,48	60,6
	FN	1,78	1,87	3,65	51,2
V3	0 - 10	1,46	4,19	5,65	74,2
	25	0,97	3,86	4,83	79,9
	35	1,51	3,01	4,52	66,6

Tab. A 68: Probenmenge aller Standorte in [ml] von Juli 1996 bis Juni 1997

Probenmengen <1 ml wurden mit der Sickerwasserprobe des liegenden Horizontes zur Mischprobe vereinigt

Datum Standort u. Horizont	Tiefe [cm]	03.06.96	24.06.96	16.07.96	05.08.96	29.08.96	17.09.96	07.10.96	30.10.96	19.11.96	09.12.96	06.01.97	03.02.97	24.02.97	14.03.97	08.04.97	29.04.97	20.05.97	17.06.97	01.07.97
K1 Ah	10	504,68	74,93	512,85	22,13	511,03	621,05	514,26	741,85	733,75	642,76	492,42	482,04	632,04	528,65	653,06	266,34	753,81	661,33	138,8
K2 Ah	10	163,67	268,08	168,10	3,70	164,15	145,88	87,24	133,11	208,11	123,34	86,66	108,77	316,21	124,79	196,77	87,30	150,26	142,89	-
K3 Ah	10	436,59	74,05	400,46	66,37	149,63	259,91	175,33	256,43	269,00	386,16	106,92	102,86	234,85	118,49	274,48	9,62	275,50	167,05	56,19
K4 Ah	10	249,19	50,90	259,63	17,87	196,34	253,78	231,42	475,99	493,38	510,14	174,39	-	208,16	124,02	299,43	182,34	351,19	257,35	-
K4 Bv1	25	6,35	46,83	175,01	s.u.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	532,72	697,04	577,82	257,32	-
K4 Bv2	40	193,61	43,85	22,45	11,96	237,16	252,16	-	505,87	587,74	73,87	353,81	150,63	387,98	153,63	461,56	251,63	419,68	139,96	-
M1 Ah	10	745,36	250,62	745,16	741,61	709,48	607,22	751,22	763,30	670,68	804,64	499,54	707,47	694,00	726,80	679,20	931,35	911,48	1080,98	485,05
M1 Al	20	514,35	305,86	426,54	196,27	244,02	230,52	172,17	259,60	426,54	536,24	169,62	290,16	482,85	499,96	250,45	16,97	-	-	50
M1 Bt	35	467,13	234,00	336,97	140,78	275,74	302,42	190,58	303,51	322,34	372,84	155,21	144,13	241,07	180,98	287,78	188,54	290,21	126,11	131,06
M1 Ah	10	500,83	472,60	93,23	169,97	77,32	424,21	361,19	121,36	704,16	155,83	149,13	264,91	293,37	620,92	530,85	715,21	645,37	745,78	171,74
M2 Al	20	323,45	138,74	100,38	24,51	0,11	123,84	78,11	92,21	236,15	465,00	42,10	40,78	88,62	172,46	182,03	82,11	201,30	99,59	101,02
M2 Bt	35	333,58	199,08	123,19	89,98	91,18	261,54	6,17	368,01	347,41	692,67	203,24	95,00	334,60	238,58	317,76	192,13	264,81	193,65	153,23
M4 Ah	10	213,51	53,20	24,87	s.u.	41,20	404,02	129,16	533,91	740,62	775,74	-	298,11	191,99	352,58	463,58	-	704,57	797,03	504,52
M4 Al1	20	376,93	7,83	s.u.	s.u.	1,09	-	s.u.	448,07	521,43	703,23	396,34	340,57	403,90	346,36	526,88	-	643,22	567,3	-
M4 Al2	30	134,50	33,00	s.u.	4,40	-	89,74	24,85	251,88	472,37	539,22	298,00	261,81	426,28	378,72	265,94	-	630,45	522,78	361,93
M4 Bt	45	262,93	119,99	s.u.	-	-	-	-	89,17	503,71	757,40	259,16	641,58	581,84	650,42	696,13	-	356,54	135,21	54,26
M4 IIBt	70	17,96	75,61	9,27	-	-	-	-	-	550,15	60,41	269,96	-	519,97	682,84	664,84	-	190,05	251,53	-
S1 Ah	10	188,92	578,59	624,48	613,64	539,73	494,54	669,65	694,63	683,65	548,27	445,20	245,22	482,00	505,52	625,98	-	-	-	-
S1 Al	20	-	286,96	691,67	490,96	606,65	501,75	679,89	737,17	738,05	532,16	373,77	294,29	163,37	674,12	-	-	-	-	-
S1 Bt	35	361,56	317,29	417,28	58,00	239,57	463,38	255,58	709,18	654,04	537,71	408,33	575,92	759,83	440,91	711,03	-	-	-	-
S2 Ah	10	653,70	357,58	668,46	164,72	218,44	241,13	218,28	266,49	319,12	250,80	173,75	-	55,30	170,18	651,91	-	-	-	-
S2 Al	20	587,85	246,88	691,93	444,05	671,37	508,35	12,03	186,05	16,27	790,22	516,62	335,50	663,30	504,90	673,54	-	-	-	-
S2 Bt	35	-	23,73	54,84	46,05	35,24	119,15	84,48	139,11	132,00	136,15	48,13	-	123,82	56,07	69,05	-	-	-	-
V1 Ah	10	-	155,81	497,42	36,00	163,03	291,73	301,84	513,05	14,46	164,77	303,55	514,53	667,40	503,85	-	-	-	-	-
V1 Bt	25	147,76	52,33	69,57	8,55	-	9,33	15,73	118,57	122,08	143,69	49,55	-	76,92	65,24	-	-	-	-	-
V2 Ah	10	674,88	157,36	148,37	16,94	-	41,70	47,76	505,52	743,52	758,39	628,17	653,39	526,13	704,59	675,60	771,55	483,82	250,96	21,66
V2 Bv-Al	25	52,00	52,15	s.u.	-	-	-	-	-	367,46	604,91	240,15	174,11	354,86	269,23	400,93	215,64	358,10	105,84	-
V2 Bt	40	252,46	167,70	13,15	-	-	-	-	4,38	245,96	485,17	321,42	215,91	370,73	266,49	475,48	427,74	407,51	268,53	33,17
V2 Ah	10	537,34	245,41	432,75	198,76	263,74	245,73	236,75	337,33	357,88	267,39	186,82	139,88	588,13	325,70	-	134,50	354,87	409	188,06
V3 Al+Bt	25	271,54	486,10	742,83	478,23	513,37	600,66	507,14	763,45	736,28	782,37	633,21	676,09	659,96	641,86	-	767,50	620,32	779,88	61,15
V3 Bt	40	615,98	-	444,45	147,72	205,07	365,36	317,75	507,30	243,36	23,10	91,71	175,29	343,33	375,95	-	136,71	264,97	341,4	-

Tab. A 69: Matrixpotentiale (in cm WS) des Sickerwassers aller Standorte von Juli 1996 bis Juni 1997

-: keine Messung

Datum	Standort	Tiefe u. Horizont [cm]	1996																															
			21.05.	04.06.	10.06.	13.06.	17.06.	24.06.	01.07.	08.07.	16.07.	22.07.	29.07.	05.08.	09.08.	16.08.	29.08.	09.09.	17.09.	24.09.	30.09.	07.10.	14.10.	21.10.	30.10.	04.11.	11.11.	19.11	2.12	9.12	16.12	23.12	31.12	
K1 Ah	10	237	411	11	-	-	239	129	198	448	680	12	631	756	59	43	-	163	166	238	98	369	41	68	76	53	43	-	80	55	77	-	-	
K2 Ah	10	53	123	458	713	813	-	101	125	649	-	658	218	-	57	27	-	394	43	424	54	296	28	37	39	35	29	29	44	21	44	-	-	
K3 Ah	10	110	145	254	-	684	355	98	136	426	674	339	631	745	250	62	527	233	119	277	41	298	63	86	66	81	67	-	-	-	-	-	-	
K4 Ah	10	-	132	231	-	590	484	261	140	373	552	538	614	695	215	68	408	13	516	494	100	214	64	102	107	13?	77	76	109	122	122	-	80	
K4 Bv1	25	-	-	425	-	620	593	493	152	369	531	600	636	692	197	77	377	56	472	395	104	205	74	103	111	13?	83	82	109	123	114	84	-	
K4 Bv2	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	140
M1 Ah	10	50	47	43	-	132	71	42	52	135	364	127	311	549	111	26	215	85	38	84	40	126	26	39	46	39	32	31	52	34	50	-	-	
M1 AI	20	-	-	82	-	324	208	67	91	202	444	208	389	613	159	64	286	125	66	124	72	173	55	78	78	80	68	73	83	94	95	-	-	
M1 Bt	35	-	-	81	-	266	310	79	98	173	283	128	249	380	115	68	201	112	70	122	77	127	65	89	76	80	70	76	96	106	77	-	-	
M2 Ah	10	122	113	142	-	376	305	152	127	230	478	285	531	701	247	58	298	177	196	258	90	226	55	9?	86	81	68	67	87	80	112	-	-	
M2 AI	20	-	-	137	-	316	417	433	216	267	465	610	726	804	847	820	638	289	383	410	128	211	64	33	79	84	71	71	74	85	105	144	-	
M2 Bt	35	-	-	231	-	303	363	396	420	400	438	476	553	630	656	648	214	220	230	250	172	173	67	55	100	110	116	88	118	132	112	144	-	
M4 Ah	10	298	322	504	-	780	854	-	513	555	718	763	-	737	677	651	-	415	671	729	325	522	52	74	80	69	60	60	77	78	78	-	-	
M4 AI1	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M4 AI2	30	-	-	-	-	353	637	740	782	820	381	558	-	637	798	815	-	743	757	727	698	657	630	521	269	77	82	57	76	86	59	-	-	
M4 Bt	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M4 IIBt	70	-	-	-	-	77	750	814	859	837	-	-	807	820	-	-	-	835	861	864	845	811	797	773	694	312	92	68	80	85	79	-	-	
S1 Ah	10	-	-	-	-	417	275	128	114	155	508	335	583	745	99	59	237	40	142	195	103	162	72	94	96	70	76	82	101	100	106	-	-	
S1 AI	20	-	-	-	-	396	388	189	113	165	425	290	500	678	96	64	233	27	231	181	95	143	67	88	87	89	71	78	79	95	99	-	-	
S1 Bt	35	-	-	-	-	160	422	313	93	124	307	304	481	607	622	80	185	20	188	136	82	406	75	85	81	76	80	79	84	33	89	-	-	
S2 Ah	10	67	73	104	-	488	145	44	56	130	394	131	243	412	39	33	154	73	-	37	44	55	31	42	40	37	26	29	46	31	56	-	-	
S2 AI	20	-	-	-	-	363	110	38	32	113	365	118	211	369	-	26	146	79	-	39	41	72	37	38	40	37	25	31	38	31	47	-	-	
S2 Bt	35	-	-	-	-	266	114	73	60	131	270	139	199	339	64	30	156	74	-	63	57	82	65	72	65	61	65	54	74	118	82	-	-	
V1 Ah	10	45	40	80	204	71	604	484	43	177	560	-	841	-	3	-	-	108	318	368	40	67	31	37	40	-	27	32	36	26	38	-	-	
V1 Bt	25	-	-	56	100	45	217	65	67	108	233	330	421	632	684	255	-	298	440	526	50	115	56	67	67	-	51	62	60	66	67	-	-	
V2 Ah	10	91	320	589	717	766	810	811	793	808	806	776	851	892	158	61	-	337	703	773	147	412	57	67	72	68	58	57	71	67	67	-	-	
V2 Bv-AI	25	-	-	248	344	408	510	391	156	268	369	358	470	588	608	304	-	298	439	479	281	357	374	95	77	65	53	52	80	73	76	-	-	
V2 Bt	40	-	-	238	297	357	306	319	342	363	457	423	542	642	579	442	-	426	534	557	533	550	432	212	89	64	80	58	80	86	40	-	-	
V3 Ah	10	77	82	130	247	235	126	46	80	200	417	147	341	556	67	53	-	98	34	110	62	138	51	68	46	66	47	56	80	49	62	-	-	
V3 AI+Bt	25	-	-	116	244	318	429	80	73	183	358	190	337	528	69	58	-	79	210	158	51	113	53	68	70	62	53	62	76	66	66	-	-	
V3 Bt	40	-	-	180	225	251	383	331	148	149	277	348	460	578	741	252	-	124	190	242	66	104	63	81	76	70	70	77	83	80	78	-	-	

Fortsetzung **Tab. A 69:** Matrixpotentiale in [cm WS] des Sickerwassers aller Standorte von Juli 1996 bis Juni 1997

Datum Standort u. Horizont	Tiefe [cm]	1997																						
		6.1	13.1	20.1	27.1	3.2	11.2	17.2	24.2	3.3	10.3	14.3	24.3	1.4	15.4	22.4	29.4	6.5	20.5	28.5	3.6	10.6	17.6	1.7
K1 Ah	10	-	-	45	41	114	40	62	67	51	115	225	44	67	312	439	28	-	220	326	363	-	29	-
K2 Ah	10	-	-	23	98	17	27	38	36	25	45	64	25	43	113	237	23	-	114	389	672	-	-	570
K3 Ah	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	102	127	36	52	180	200	476	670	67	450
K4 Ah	10	-	-	66	121	143	82	92	109	94	114	179	74	87	178	181	-	-	-	-	-	-	-	-
K4 Bv1	25	-	-	80	127	148	98	103	112	89	118	167	76	104	157	208	158	-	310	244	382	-	-	-
K4 Bv2	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	138	166	83	-	210	209	300	484	141	427
M1 Ah	10	-	-	21	58	69	38	44	47	33	83	138	33	69	143	320	22	27	46	86	215	71	38	58
M1 AI	20	-	-	150	95	99	64	69	59	80	58	120	57	56	127	166	53	57	101	108	210	284	66	155
M1 Bt	35	-	-	113	128	123	76	80	61	66	55	101	66	62	104	97	54	58	104	84	88	49	65	128
M2 Ah	10	-	-	67	104	104	70	74	74	64	107	169	54	26	160	247	27	32	89	118	46???	252	71	215
M2 AI	20	-	-	141	101	104	63	67	65	74	53	118	52	30	111	150	69	51	159	124	160	398	451	379
M2 Bt	35	-	-	151	165	153	99	89	88	116	74	124	80	61	118	122	106	71	139	132	77	215	233	229
M4 Ah	10	-	-	51	80	93	52	68	-	49	80	95	37	84	59	-	-	-	-	-	-	-	50	-
M4 AI1	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M4 AI2	30	-	-	93	90	92	40	54	-	38	26	89	49	14	62	-	-	-	-	-	-	-	207	-
M4 Bt	45	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M4 IIBt	70	-	-	90	86	86	36	56	-	37	32	84	52	17	50	-	-	-	-	-	-	-	88	-
S1 Ah	10	-	-	-	84	75	83	90	86	78	102	123	66	109	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S1 AI	20	-	-	-	106	87	73	83	85	71	91	113	61	96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S1 Bt	35	-	-	-	186	83	66	78	81	68	79	97	58	75	79	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S2 Ah	10	-	-	78	127	41	41	46	45	31	77	104	35	64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S2 AI	20	-	-	72	102	42	37	42	42	28	68	93	33	54	116	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S2 Bt	35	-	-	-	257?	83	72	77	69	45	54	111	53	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V1 Ah	10	-	-	58	42	46	28	31	32	25	38	62	30	40	62	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V1 Bt	25	-	-	95	64	43	37	45	50	48	28	84	28	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
V2 Ah	10	-	-	52	75	105	56	66	70	59	87	116	22	78	118	159	40	-	279	375	610	-	165	663
V2 Bv-AI	25	-	-	120	91	68	43	57	64	56	59	103	20	50	91	108	33	-	113	136	202	-	84	274
V2 Bt	40	-	-	168	115	67	58	65	71	71	66	103	20	64	86	108	38	-	140	123	167	-	83	253
V3 Ah	10	-	-	49	72	61	65	68	69	57	76	99	27	64	-	-	-	-	53	64	179	-	44	122
V3 AI+Bt	25	-	-	88	73	71	47	50	56	51	62	84	26	44	-	-	-	-	34	58	122	-	43	112
V3 Bt	40	-	-	119	77	73	55	56	65	66	44	82	23	54	-	-	-	-	39	51	51	-	56	72

Tab. A 70: Mittlerer prozentualer Anteil sowie äquivalente Ionenkonzentrationen beim Lösungstransport im Bestandesniederschlag und Sickerwasser
($\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen} = \text{Kationensumme minus } (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl} + \text{NO}_3^-)$)

Deponate		[$\mu\text{mol}_e/\text{l}$]											
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
FN	47,5	16,5	17,4	39,2	0,0	0,0	0,7	12,2	98,9	30,2	59,8	29,2	113,1
KR	134,4	64,2	80,6	94,0	0,0	0,0	2,3	2,0	192,8	68,7	165,6	81,9	253,9
ST	91,4	43,6	140,9	112,2	0,0	0,0	3,0	9,4	203,3	57,9	199,4	21,2	325,3

M1		[$\mu\text{mol}_e/\text{l}$]											
cm	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
10,0	163,7	285,3	6,3	162,5	212,5	0,4	36,2	47,0	66,6	117,1	195,6	1122,6	0,0
20,0	1521,4	1495,3	4,0	198,9	0,0	0,6	0,2	2,7	134,8	132,5	164,4	474,9	2586,2

S1		[$\mu\text{mol}_e/\text{l}$]											
cm	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
10,0	143,6	70,4	53,1	88,5	95,2	8,3	8,6	6,3	241,9	47,3	130,0	1016,4	0,0
25,0	172,9	72,2	38,2	91,3	95,7	1,0	5,5	5,2	129,9	53,5	146,0	566,8	0,0
35,0	63,7	50,9	35,3	104,4	57,3	0,8	56,4	14,1	116,9	11,6	156,0	348,8	0,0

V3		[$\mu\text{mol}_e/\text{l}$]											
cm	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
10,0	2845,7	267,2	13,8	65,4	0,0	0,0	0,0	0,0	161,9	67,5	134,0	1014,4	2138,2
25,0	3671,9	218,5	4,6	68,1	0,0	0,6	0,1	0,0	107,5	62,3	144,1	394,2	3470,6
35,0	3419,0	242,4	5,5	66,8	0,0	1,0	0,0	0,1	167,9	48,5	149,0	523,3	3181,8

Deponate		% der Kationen								% der Anionen			
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
FN	20,4	7,1	7,5	16,9	0,0	0,0	0,3	5,3	42,6	13,0	25,7	12,6	48,7
KR	23,6	11,3	14,1	16,5	0,0	0,0	0,4	0,4	33,8	12,1	29,0	14,4	44,5
ST	15,1	7,2	23,3	18,6	0,0	0,0	0,5	1,6	33,7	9,6	33,0	3,5	53,9

M1		% der Kationen								% der Anionen			
cm	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
10,0	16,7	29,1	0,6	16,6	21,7	0,0	3,7	4,8	6,8	8,2	13,6	78,2	0,0
20,0	45,3	44,5	0,1	5,9	0,0	0,0	0,0	0,1	4,0	3,9	4,9	14,1	77,0

S1		% der Kationen								% der Anionen			
cm	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
10,0	20,1	9,8	7,4	12,4	13,3	1,2	1,2	0,9	33,8	4,0	10,9	85,2	0,0
25,0	28,3	11,8	6,2	14,9	15,6	0,2	0,9	0,8	21,2	7,0	19,1	74,0	0,0
35,0	12,7	10,2	7,1	20,9	11,5	0,2	11,3	2,8	23,4	2,3	30,2	67,5	0,0

V3		% der Kationen								% der Anionen			
cm	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+	Na^+	Al^{3+}	Fe^{3+}	Mn^{2+}	H^+	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	$\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen}$
10,0	84,8	8,0	0,4	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	2,0	4,0	30,2	63,7
25,0	90,2	5,4	0,1	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	1,5	3,5	9,7	85,2
35,0	87,6	6,2	0,1	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	1,2	3,8	13,4	81,5

Tab. A 71: Korrelation der Versauerungsäquivalente [$\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$] mit dem Tonanteil [%], dem Humusgehalt [%] dem pH-Wert und des austauschbaren Aluminiums [$\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$] in 0 – 5 cm und 30 – 60 cm Tiefe

0 - 5 cm		Korrelationen				
		Vrseq [cmol_c/kg]	Ton [%]	pH-KCl	Al [cmol_c/kg]	Humus [%]
Korrelation nach Pearson	Vrseq [cmol_c/kg]	1,000	0,319	-0,911 **	0,943 ***	0,853 **
	Ton [%]	0,319	1,000	-0,417 ***	0,206 *	0,305 ***
	pH-KCl	-0,911 **	-0,417 ***	1,000	-0,630 ***	-0,397 ***
	Al [cmol_c/kg]	0,943 ***	0,206 *	-0,630 ***	1,000	0,336 ***
	Humus [%]	0,853 **	0,305 ***	-0,397 ***	0,336 ***	1,000
Signifikanz (2-seitig)	Vrseq [cmol_c/kg]	-	0,537	0,002	0,000	0,007
	Ton [%]	0,537	-	0,000	0,010	0,000
	pH-KCl	0,002	0,000	-	0,000	0,000
	Al [cmol_c/kg]	0,000	0,010	0,000	-	0,000
	Humus [%]	0,007	0,000	0,000	0,000	-
n	Vrseq [cmol_c/kg]	8	6	8	8	8
	Ton [%]	6	157	156	156	156
	pH-KCl	8	156	159	158	158
	Al [cmol_c/kg]	8	156	158	159	159
	Humus [%]	8	156	158	159	159
30 - 60 cm		Korrelationen				
		Vrseq [cmol_c/kg]	Ton [%]	pH-KCl	Al [cmol_c/kg]	Humus [%]
Korrelation nach Pearson	Vrseq [cmol_c/kg]	1,000	0,837 **	-0,825 **	0,970 ***	0,357
	Ton [%]	0,837 **	1,000	0,041	-0,018	-0,127
	pH-KCl	-0,825 **	0,041	1,000	-0,656 ***	-0,195
	Al [cmol_c/kg]	0,970 ***	-0,018	-0,656 ***	1,000	-0,037
	Humus [%]	0,357	-0,127	-0,195	-0,037	1,000
Signifikanz (2-seitig)	Vrseq [cmol_c/kg]	-	0,009	0,002	0,000	0,280
	Ton [%]	0,009	-	0,814	0,913	0,461
	pH-KCl	0,002	0,814	-	0,000	0,179
	Al [cmol_c/kg]	0,000	0,913	0,000	-	0,801
	Humus [%]	0,280	0,461	0,179	0,801	-
n	Vrseq [cmol_c/kg]	11	8	11	11	11
	Ton [%]	8	40	36	38	36
	pH-KCl	11	36	50	50	49
	Al [cmol_c/kg]	11	38	50	52	50
	Humus [%]	11	36	49	50	50

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

*** Die Korrelation ist auf dem Niveau < 0,001 (2-seitig) signifikant.

Tab. A 72: Tiefenfunktion unterschiedlicher Bleifractionen
 (austauschbare, lösliche (wässrige Extrakte) und königswasserlösliche Blei-Konzentrationen sowie der Anteil der austauschbaren an den Gesamt-Gehalten in Prozent (=potentiell verfügbare Gehalte), x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung)

		Standortstypen																				Gesamt														
		Kalk-Buchenwald					Moder-Buchenwald					Schlagflur					Vorwald						Gesamt													
		Tiefenstufen [cm]																				Tiefenstufen [cm]														
		5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	150	180
Pb ads. [mg/kg]	x	14,5	12,2	10,6	8,9	7,3	77,0	76,9	60,8	37,6	9,5	6,5	17,0	0,0	66,5	58,9	38,1	28,8	42,9	0,0	10,4	10,4	11,9	19,7	21,7	14,0	40,5	48,0	37,9	35,2	27,7	24,3	18,5	9,6	28,1	22,0
	med	11,4	11,6	10,6	0,0	0,0	42,0	41,6	34,0	28,1	5,4	5,0	17,0	0,0	38,4	26,4	23,2	17,1	15,8	0,0	11,2	11,2	9,6	4,0	3,1	0,0	51,0	45,0	13,7	13,6	13,5	9,0	4,3	2,6	19,0	4,6
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	15,0	0,0	0,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	283,0	100,0	63,0	47,0	23,0	578,0	578,0	363,0	129,6	49,0	12,0	19,0	0,0	386,0	172,0	109,0	115,0	113,0	0,0	52,0	52,0	58,0	58,0	61,0	61,0	60,0	59,0	578,0	578,0	363,0	129,6	113,0	61,0	60,0	59,0
	s	39,2	18,4	15,5	14,3	10,5	100,2	98,2	74,3	40,2	13,1	3,7	2,8	-	96,5	70,4	40,9	43,5	54,8	0,0	11,2	11,2	16,0	26,0	27,5	25,6	27,8	9,8	73,7	66,4	47,9	34,1	29,1	19,6	25,6	25,0
Pb pot. [%]	x	8,2	2,2	2,2	0,0	0,0	15,8	17,3	19,4	20,6	8,6	2,2	-	0,0	11,3	11,5	13,5	8,2	5,0	0,0	9,3	9,3	8,7	6,5	3,0	3,7	0,0	-	10,9	9,8	10,7	10,4	5,9	4,4	5,8	17,9
	med	0,9	0,8	0,0	0,0	0,0	13,9	15,6	13,9	15,9	1,7	2,3	-	-	10,1	13,4	15,7	3,6	2,5	0,0	10,3	10,3	7,8	3,5	0,0	0,0	-	-	7,9	6,7	7,6	3,6	0,0	0,0	5,8	17,4
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	-	-	0,0	6,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	60,7	7,4	6,3	0,0	0,0	55,4	55,4	61,7	61,7	44,1	3,2	-	-	29,2	14,5	19,9	19,9	14,9	0,0	34,0	34,0	34,0	18,6	14,3	14,4	-	-	60,7	55,4	61,7	61,7	44,1	24,6	11,6	37,0
	s	15,6	2,7	2,9	0,0	0,0	11,3	12,9	17,0	20,1	14,9	1,0	-	-	6,5	3,5	6,8	8,3	7,0	0,0	8,9	8,9	9,6	7,4	5,4	6,4	-	-	12,1	10,8	12,5	14,3	10,9	7,7	8,2	17,9
Pb lös. [mg/kg]	x	-	-	-	-	-	1,2	0,9	0,5	0,0	0,1	0,2	-	-	0,8	0,5	0,0	0,0	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	0,8	0,4	0,0	0,1	0,2	-	-
	med	-	-	-	-	-	1,3	0,9	0,4	0,0	0,0	0,2	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,8	0,2	0,0	0,0	0,2	-	-
	min	-	-	-	-	-	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-
	max	-	-	-	-	-	1,4	1,4	1,4	0,0	0,4	0,4	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,4	1,4	1,4	0,0	0,4	0,4	-	-
	s	0	0	0	0	0	0,2	0,5	0,5	0,0	0,2	0,3	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5	0,5	0,0	0,2	0,3	-	-
Pb fest [mg/kg]	x	468,4	615,9	247,4	481,8	717,9	330,7	316,4	257,2	226,5	203,4	245,1	-	286,6	225,6	135,7	118,8	202,5	-	92,1	92,1	83,4	40,5	65,7	46,3	2,7	-	307,6	338,4	173,6	178,6	161,0	102,2	5,3	22,7	
	med	220,6	338,3	220,6	536,6	-	268,0	268,0	244,6	191,6	193,8	248,6	-	247,6	228,6	130,7	115,0	236,0	-	92,0	92,0	63,7	38,5	39,7	29,8	-	-	220,6	244,6	135,2	110,3	132,0	39,7	5,3	12,3	
	min	28,4	125,7	12,3	98,7	-	183,3	10,0	91,7	26,0	26,0	330,3	-	179,0	162,7	107,0	107,0	132,0	-	63,7	63,7	19,3	18,7	18,7	4,3	-	-	25,7	25,7	12,3	11,0	9,0	4,3	2,7	10,0	
	max	1446,5	1446,5	755,3	755,3	-	653,6	653,6	653,6	420,6	399,3	356,3	-	412,3	274,0	179,0	144,7	239,6	-	136,0	136,0	136,0	96,7	170,0	154,7	-	-	1446,5	1446,5	755,3	755,3	717,9	350,3	8,0	45,7	
	s	513,1	523,1	152,9	312,7	-	120,8	134,1	113,7	139,5	145,8	107,0	-	112,0	43,5	28,0	13,3	61,1	-	24,3	24,3	33,3	25,3	55,6	54,8	-	-	335,6	367,5	126,9	192,1	167,6	118,6	3,8	20,0	
n	48	37	18	4	1	36	39	22	10	10	3	0	0	24	5	6	7	3	0	36	36	31	8	10	6	1	0	145	117	78	30	25	10	2	3	

Fortsetzung **Tab. A 72:**

		M4								S1					S2				A										
		Tiefenstufen [cm]								Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]				Tiefenstufen [cm]										
		5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	5	10	30	60	90	120	150	180	210	
Pb ads. [mg/kg]	x	38,0	34,4	34,4	17,6	6,3	4,9	17,0	0,0	65,6	81,4	50,7	51,2	42,9	0,0	67,7	21,3	12,7	1,8	4,8	4,8	4,8	2,3	2,2	2,2	0,9	3,3	1,9	
	med	32,3	30,4	31,7	16,1	4,5	4,9	17,0	-	15,1	24,0	23,6	20,9	15,8	0,0	61,3	28,8	14,6	0,0	-	-	-	-	-	-	-	2,9	1,9	
	min	13,6	10,0	4,0	0,0	0,0	4,0	15,0	-	0,0	17,1	17,1	17,1	0,0	0,0	23,9	2,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	2,5	1,9	
	max	119,0	119,0	119,0	40,4	20,6	5,7	19,0	-	386,0	172,0	109,0	115,0	113,0	0,0	142,0	33,2	23,6	5,1	-	-	-	-	-	-	-	-	4,6	1,9
	n	27,1	26,4	26,0	16,7	7,6	1,2	2,8	-	130,5	82,8	45,2	49,4	54,8	0,0	32,8	16,9	11,9	2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	0,0
	n	14	14	15	6	8	2	2	1	15	5	6	6	6	2	13	3	3	5	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Pb pot. [%]	x	12,8	11,8	13,0	10,9	2,8	1,7	-	0,0	7,2	9,6	17,7	16,7	5,0	0,0	15,7	14,2	7,8	1,4	18,9	18,9	18,9	20,6	24,6	24,6	11,6	23,9	43,9	
	med	13,2	12,1	13,2	10,2	1,1	1,7	-	-	8,1	8,8	17,7	16,2	2,5	0,0	14,9	14,2	10,1	0,0	-	-	-	-	-	-	-	29,2	43,9	
	min	5,6	6,7	5,6	0,0	0,0	1,1	-	-	0,0	6,7	15,7	14,6	0,0	0,0	10,0	13,9	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	5,6	43,9	
	max	23,1	17,8	23,1	23,1	11,1	2,3	-	-	13,9	13,4	19,9	19,9	14,9	0,0	29,2	14,5	13,2	3,6	-	-	-	-	-	-	-	-	37,0	43,9
	n	5,2	4,0	5,1	9,9	4,1	0,8	-	-	4,3	3,5	2,2	2,2	7,0	0,0	5,7	0,4	6,9	1,9	-	-	-	-	-	-	-	-	16,3	0,0
	n	12	13	12	4	7	2	0	1	13	3	4	4	4	2	11	2	3	5	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Pb lös. [mg/kg]	x	1,3	0,2	0,1	0,0	0,2	0,4	-	-	0,8	0,5	0,0	0,0	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	med	-	-	0,1	0,0	0,2	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	min	-	-	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	max	-	-	0,2	0,0	0,4	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	n	-	-	0,1	0,0	0,3	-	-	-	-	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	n	1	1	2	2	2	1	0	0	1	1	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Pb fest [mg/kg]	x	246,6	214,2	238,8	268,0	277,4	299,5	-	-	193,5	230,9	122,7	116,0	202,5	-	396,6	217,8	161,8	122,4	25,7	25,7	25,7	11,0	9,0	9,0	8,0	22,7	4,3	
	med	244,6	244,6	244,6	208,6	299,5	299,5	-	-	179,0	256,0	115,3	114,8	236,0	-	412,3	217,8	161,8	115,0	-	-	-	-	-	-	-	12,3	4,3	
	min	221,6	10,0	174,6	174,6	134,3	248,6	-	-	179,0	162,7	107,0	107,0	132,0	-	239,3	207,0	144,7	107,7	-	-	-	-	-	-	-	10,0	4,3	
	max	291,6	245,0	245,0	420,6	399,3	350,3	-	-	290,3	274,0	153,0	127,3	239,6	-	412,3	228,6	179,0	144,7	-	-	-	-	-	-	-	45,7	4,3	
	n	15,6	68,7	20,2	133,3	121,6	71,9	-	-	36,0	59,8	20,6	8,5	61,1	-	52,2	15,3	24,3	19,6	-	-	-	-	-	-	-	20,0	0,0	
	n	12	13	12	3	6	2	0	0	13	3	4	4	3	0	11	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	3	2	

		V1								V2							V3										
		Tiefenstufen [cm]								Tiefenstufen [cm]							Tiefenstufen [cm]										
		5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	150	5	10	30	60	90	120	150	180			
Pb ads. [mg/kg]	x	11,6	11,6	10,7	25,5	56,0	61,0	60,0	40,0	8,3	8,3	10,2	15,7	19,4	1,3	0,0	11,6	11,6	13,5	20,5	14,7	28,5	51,0	52,0	51,0	52,0	
	med	11,4	11,4	11,2	25,5	56,0	-	-	-	10,2	10,2	0,0	2,3	2,3	0,0	0,0	11,4	11,4	10,7	5,2	1,7	28,5	51,0	52,0	-	-	
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	51,0	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	45,0	45,0	-	-	
	max	52,0	52,0	52,0	51,0	61,0	-	-	-	31,0	31,0	58,0	58,0	58,0	4,7	0,0	40,0	40,0	56,0	56,0	57,0	57,0	57,0	59,0	-	-	
	n	14,1	14,1	13,9	36,1	7,1	-	-	-	8,6	8,6	23,4	28,3	28,4	2,0	-	11,2	11,2	15,3	26,8	25,2	40,3	8,5	9,9	-	-	
	n	12	12	13	2	2	1	1	1	14	14	6	4	6	6	1	13	13	16	6	8	2	2	2	-	-	
Pb pot. [%]	x	6,5	6,5	5,9	0,0	-	-	-	-	7,1	7,1	1,0	3,9	2,9	4,3	0,0	14,3	14,3	13,9	10,0	3,1	0,0	-	-	-	-	
	med	9,1	9,1	8,5	-	-	-	-	-	10,4	10,4	0,0	0,0	0,0	0,0	-	16,4	16,4	16,4	9,5	0,9	-	-	-	-		
	min	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	-	-	-	-		
	max	12,9	12,9	12,9	-	-	-	-	-	14,6	14,6	5,1	11,6	11,6	14,4	-	34,0	34,0	34,0	18,6	14,3	-	-	-	-		
	n	5,3	5,3	5,4	-	-	-	-	-	6,3	6,3	2,3	6,7	5,8	6,8	-	11,8	11,8	11,3	7,7	5,6	-	-	-	-		
	n	11	11	12	1	0	0	0	0	13	13	5	3	4	6	1	12	12	14	4	6	1	0	0	-	-	
Pb lös. [mg/kg]	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	med	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	min	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	max	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	n	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pb fest [mg/kg]	x	124,2	124,2	121,9	96,7	-	-	-	-	89,3	89,3	49,3	32,9	34,5	24,7	2,7	65,8	65,8	62,6	32,2	86,5	154,7	-	-	-	-	
	med	123,0	123,0	123,0	-	-	-	-	-	92,0	92,0	61,0	39,3	39,3	20,3	-	63,7	63,7	63,7	30,3	76,3	-	-	-	-		
	min	123,0	123,0	96,7	-	-	-	-	-	71,7	71,7	19,3	19,3	19,3	4,3	-	63,7	63,7	37,7	18,7	18,7	-	-	-	-		
	max	136,0	136,0	136,0	-	-	-	-	-	92,0	92,0	65,0	40,0	40,0	40,0	-	76,7	76,7	76,7	49,7	170,0	-	-	-	-		
	n	3,9	3,9	8,8	-	-	-	-	-	6,2	6,2	19,6	11,7	10,1	15,1	-	5,0	5,0	9,6	14,2	64,9	-	-	-	-		
	n	11	11	12	1	0	0	0	0	13	13	5	3	4	5	1	12	12	14	4	6	1	0	0	-	-	

Tab. A 73: Tiefenfunktion verschiedener Zinkfraktionen

(austauschbare, lösliche (wässrige Extrakte) und königswasserlösliche Zink-Konzentrationen sowie der Anteil der austauschbaren an den Gesamt-Gehalten in Prozent (=potentiell verfügbare Gehalte), x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung)

	Standortstypen																						Gesamt										
	Kalk-Buchenwald					Moder-Buchenwald					Schlagflur					Vorwald																	
	Tiefenstufen [cm]																						Tiefenstufen										
	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	180,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	180,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0
Zn ads. [mg/kg]	x 28,8	x 32,4	x 11,2	x 4,5	x 0,5	x 58,6	x 56,1	x 47,4	x 24,9	x 46,1	x 29,3	x 21,0	x 68,0	x 42,9	x 44,7	x 13,4	x 10,3	x 10,3	x 207,5	x 4,0	x 14,1	x 14,1	x 15,3	x 14,4	x 27,2	x 17,5	x 30,0	x 24,7	x 34,9	x 35,1	x 23,0	x 14,2	x 55,5
	med 15,4	med 14,5	med 7,4	med 0,0	med 0,0	med 47,0	med 46,6	med 21,4	med 15,4	med 28,4	med 25,8	med 21,0	med -	med 32,9	med 42,8	med 13,5	med 10,0	med 42,8	med 4,0	med 7,9	med 7,9	med 7,9	med 3,9	med 30,5	med 4,5	med 36,5	med 31,0	med 21,8	med 20,4	med 11,3	med 7,5	med 25,4	
	min 0,0	min 0,0	min -0,7	min -0,7	min 0,0	min 9,7	min 7,4	min 2,2	min 4,1	min 0,1	min 5,2	min 20,0	min -	min 2,8	min 1,8	min 1,8	min -0,5	min 4,3	min 4,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min -0,7	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min -0,7	min -0,7	min -0,7	
	max 200,0	max 407,0	max 39,0	max 33,0	max 2,5	max 246,0	max 246,0	max 246,0	max 91,6	max 147,0	max 60,6	max 22,0	max -	max 148,0	max 116,0	max 31,7	max 24,0	max 559,0	max 4,0	max 100,0	max 100,0	max 100,0	max 38,0	max 114,4	max 54,5	max 47,0	max 43,0	max 246,0	max 407,0	max 246,0	max 91,6	max 559,0	
	s 35,9	s 65,9	s 12,0	s 10,7	s 1,1	s 50,6	s 49,9	s 51,4	s 23,6	s 50,9	s 26,4	s 1,4	s -	s 38,3	s 35,7	s 8,3	s 9,8	s 272,6	s 0,0	s 21,6	s 21,6	s 22,3	s 16,5	s 30,6	s 22,8	s 21,3	s 22,2	s 40,9	s 51,1	s 34,3	s 18,2	s 120,0	
	n 52	n 41	n 24	n 12	n 5	n 39	n 42	n 27	n 16	n 14	n 4	n 2	n 1	n 28	n 8	n 9	n 11	n 6	n 2	n -	n 39	n 39	n 35	n 12	n 16	n 8	n 4	n 3	n 159	n 131	n 96	n 52	n 42
Zn pot. [%]	x 1,0	x 1,1	x 0,3	x 0,0	x 0,0	x 3,4	x 10,0	x 3,1	x 2,7	x 3,0	x 2,6	x -	x -	x 3,1	x 4,0	x 2,0	x 0,9	x 3,5	x -	x 1,0	x 1,0	x 1,0	x 0,6	x 1,0	x 0,9	x 0,0	x 0,0	x 2,0	x 4,2	x 1,6	x 1,1	x 1,8	
	med 0,5	med 0,5	med 0,3	med 0,0	med 0,0	med 3,6	med 3,7	med 3,8	med 2,6	med 1,9	med 1,9	med -	med -	med 2,3	med 2,8	med 1,9	med 0,9	med 2,7	med -	med 0,7	med 0,7	med 0,7	med 0,6	med 0,5	med 0,2	med -	med -	med 1,4	med 1,2	med 0,8	med 0,6	med 1,1	
	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,8	min 0,8	min 0,2	min 0,3	min 0,0	min 0,1	min -	min -	min 0,2	min 0,5	min 0,4	min 0,0	min 1,3	min -	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min -	min -	min -	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	
	max 5,2	max 5,2	max 1,1	max 0,1	max 0,1	max 6,4	max 266,5	max 5,4	max 9,9	max 9,9	max 5,9	max -	max -	max 11,7	max 10,1	max 4,3	max 2,8	max 6,5	max -	max 5,8	max 5,8	max 5,8	max 1,6	max 3,4	max 3,2	max -	max -	max 11,7	max 266,5	max 6,3	max 9,9	max 9,9	
	s 1,1	s 1,3	s 0,3	s 0,0	s 0,0	s 1,3	s 41,6	s 1,5	s 2,7	s 3,2	s 3,0	s -	s -	s 2,8	s 3,6	s 1,4	s 1,0	s 2,7	s -	s 1,3	s 1,3	s 1,3	s 0,5	s 1,3	s 1,3	s -	s -	s 2,0	s 24,4	s 1,7	s 1,8	s 2,4	
	n 48	n 36	n 18	n 10	n 5	n 36	n 40	n 22	n 10	n 9	n 3	n 0	n 0	n 25	n 5	n 6	n 9	n 3	n 0	n -	n 36	n 36	n 31	n 8	n 10	n 6	n 1	n 1	n 146	n 118	n 78	n 38	n 28
Zn lös. [mg/kg]	x -	x -	x -	x -	x -	x 3,7	x 3,3	x 3,2	x 2,9	x 1,6	x 1,4	x -	x -	x 10,3	x 7,7	x 1,1	x 0,5	x 0,3	x -	x -	x -	x -	x -	x -	x -	x -	x -	x 5,4	x 4,2	x 2,7	x 2,2	x 1,4	
	med -	med -	med -	med -	med -	med 2,8	med 2,9	med 3,0	med 2,3	med 1,1	med 1,4	med -	med -	med -	med -	med 1,1	med 0,5	med 0,3	med -	med -	med -	med -	med -	med -	med -	med -	med -	med 4,3	med 3,0	med 2,7	med 2,0	med 1,1	
	min -	min -	min -	min -	min -	min 2,6	min 2,6	min 1,7	min 1,9	min 0,6	min 1,1	min -	min -	min -	min -	min 0,6	min 0,4	min 0,3	min -	min -	min -	min -	min -	min -	min -	min -	min -	min 2,6	min 2,6	min 0,6	min 0,4	min 0,3	
	max -	max -	max -	max -	max -	max 5,8	max 4,9	max 5,2	max 3,1	max 1,7	max -	max -	max -	max -	max -	max 1,5	max 0,6	max 0,3	max -	max -	max -	max -	max -	max -	max -	max -	max -	max 10,3	max 7,7	max 5,2	max 5,2	max 3,1	
	s -	s -	s -	s -	s -	s 1,8	s 1,1	s 1,4	s 1,4	s 1,0	s 0,4	s -	s -	s -	s -	s 0,6	s 0,1	s -	s -	s -	s -	s -	s -	s -	s -	s -	s -	s 3,6	s 2,2	s 1,6	s 1,6	s 1,0	
	n 0	n 0	n 0	n 0	n 0	n 3	n 4	n 7	n 5	n 5	n 2	n 0	n 0	n 1	n 1	n 2	n 2	n 1	n 0	n -	n 0	n 0	n 0	n 0	n 0	n 0	n 0	n 0	n 4	n 5	n 9	n 7	n 6
Zn fest [mg/kg]	x 2549,1	x 2453,6	x 2439,7	x 2466,5	x 5142,8	x 1457,1	x 1355,9	x 1118,4	x 1084,7	x 2149,6	x 2676,4	x -	x -	x 1299,2	x 626,5	x 666,7	x 851,4	x 1744,1	x -	x 1029,3	x 1029,3	x 988,8	x 603,7	x 1275,8	x 740,4	x 43,7	x 1672,9	x 1549,7	x 1307,3	x 1051,1	x 1786,6		
	med 2486,4	med 2823,1	med 2823,1	med 1953,1	med 1663,2	med 1663,2	med 1249,9	med 1026,6	med 878,4	med 1350,7	med 2232,1	med -	med -	med 1393,2	med 656,6	med 708,9	med 821,3	med 1649,2	med -	med 1129,9	med 1129,9	med 1129,9	med 356,0	med 390,0	med 293,3	med -	med 1429,9	med 1249,9	med 1129,9	med 802,6	med 1349,2		
	min 978,9	min 352,0	min 842,6	min 816,9	min 338,3	min 338,3	min 92,3	min 299,3	min 101,3	min 101,3	min 1031,2	min -	min -	min 538,3	min 352,6	min 469,6	min 469,6	min 623,3	min -	min 248,3	min 248,3	min 186,3	min 186,3	min 186,3	min 16,7	min -	min 116,3	min 92,3	min 116,3	min 32,3	min 35,3		
	max 4006,3	max 3033,0	max 3265,3	max 5142,8	max 2199,8	max 2199,8	max 2199,8	max 1663,2	max 3437,0	max 6022,7	max 4765,9	max -	max -	max 1429,9	max 763,3	max 799,9	max 1323,2	max 2959,7	max -	max 2099,8	max 2099,8	max 2546,4	max 2546,4	max 3329,0	max 3263,0	max -	max 4006,3	max 3033,0	max 3265,3	max 5142,8	max 6022,7		
	s 594,6	s 741,8	s 749,6	s 1911,9	s 569,3	s 632,9	s 532,0	s 926,6	s 2012,2	s 1906,5	s -	s -	s -	s 269,7	s 164,0	s 127,4	s 282,7	s 1171,1	s -	s 312,7	s 312,7	s 509,9	s 787,9	s 1318,8	s 1242,6	s -	s 797,5	s 854,3	s 827,6	s 1090,1	s 1745,3		
	n 48	n 36	n 17	n 4	n 1	n 37	n 40	n 23	n 10	n 10	n 3	n 0	n 0	n 25	n 5	n 6	n 7	n 3	n 0	n 36	n 36	n 31	n 8	n 10	n 6	n 1	n 0	n 147	n 118	n 78	n 30	n 25	

	K1					K2					K3					K4					M1					M2					M3					
	Tiefenstufen [cm]																				Tiefenstufen [cm]				Tiefenstufen [cm]				Tiefenstufen [cm]				Tiefenstufen [cm]			
	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	5,0	10,0	30,0	60,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	5,0	10,0	30,0	60,0		
Zn ads. [mg/kg]	x 13,3	x 12,7	x 11,3	x 0,0	x 0,0	x 30,9	x 18,5	x 18,5	x 10,0	x 12,7	x 12,7	x 0,0	x 0,0	x 61,9	x 79,1	x 13,1	x 6,0	x 8,7	x 0,8	x 5,8	x 47,9	x 27,7	x 22,7	x 28,4	x 10,0	x 56,0	x 56,4	x 45,1	x 31,1	x 0,6	x 18,6	x 9,3	x 10,1	x 10,5		
	med 11,6	med 11,6	med 8,7	med 0,0	med 0,0	med 26,2	med 18,5	med 18,5	med 10,0	med 7,8	med 7,8	med 0,0	med 0,0	med 39,4	med 39,4	med 7,0	med 1,3	med 0,0	med 4,0	med 45,0	med 19,4	med 19,8	med 28,4	med -	med 47,0	med 47,0	med 20,2	med 31,6	med 0,6	med -	med -	med 10,1	med 10,5			
	min 3,9	min 1,6	min 1,5	min 0,0	min 0,0	min 1,2	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 9,3	min 9,3	min 0,0	min 0,0	min 0,0	min 4,0	min 9,7	min 7,4	min 7,4	min 8,1	min 21,8	min 20,4	min 20,4	min 2,2	min 5,1	min 0,1	min -	min -	min 9,3	min 10,1			
	max 30,5	max 30,5	max 30,5	max 0,0	max 0,0	max 78,3	max 37,0	max 37,0	max 20,0	max 52,3	max 52,3	max 0,0	max 0,0	max 200,0	max 407,0	max 39,0	max 33,0	max 2,5	max 213,0	max 213,0	max 98,0	max 43,0	max 35,0	max -	max 200,0	max 200,0	max 113,0	max 56,0	max 1,1	max -	max -	max 11,0	max 11,0			
	s 8,7	s 9,2	s 9,4	s 0,0	s 0,0	s 23,1	s 26,2	s 26,2	s 14,1	s 14,2	s 14,2	s 0,0	s 0,0	s 57,2	s 109,7	s 17,7	s 16,3	s 1,4	s 48,9	s 46,3	s 31,6	s 14,6	s 9,3	s -	s 49,5	s 49,3	s 59,5	s 20,8	s 0,7	s -	s -	s 1,2	s 0,6			
	n 14	n 14	n 16	n 3	n 2	n 13	n 2	n 2	n 2	n 13	n 13	n 2	n 3	n 12	n 12	n 4	n 4	n 3	n 13	n 16	n 7	n 4	n 2	n 1	n 11	n 11	n 3	n 4	n 2	n 1	n 1	n 2	n 2			
Zn pot. [%]	x 0,5	x 0,4	x 0,4	x 0,0	x 0,0	x 1,2	x 0,0	x 0,0	x 0,0	x 0,5	x 0,8	x 0,0	x 0,0	x 2,0	x 2,0	x 0,1	x 0,0	x 0,0	x 4,0	x 3,8	x 3,0	x 2,1	x 1,6	x -	x 2,1	x 2,3	x 0,2	x 1,7	x 0,0	x 5,5	x 2,8	x 2,8	x 6,4			
	med 0,5	med 0,4	med 0,3	med 0,0	med 0,0	med 1,0	med -	med -	med -	med 0,3	med 0,3	med 0,0	med 0,0	med 1,7	med 1,7	med 0,2	med 0,0	med 0,0	med 3,7																	

Fortsetzung Tab. A 73:

		M4									S1						S2				A							
		Tiefenstufen [cm]									Tiefenstufen [cm]						Tiefenstufen [cm]											
		5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	180,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	180,0	210,0				
Zn ads. [mg/kg]	x	67,1	68,6	62,1	27,0	71,0	23,4	21,0	68,0	52,5	40,8	14,0	15,0	207,5	4,0	31,9	51,1	12,1	4,6	7,3	7,3	7,3	0,4	0,6	0,6	0,0	0,0	
	med	65,6	65,6	65,3	10,1	57,9	23,4	21,0	-	43,3	54,0	14,3	16,7	42,8	4,0	20,7	20,4	11,9	0,0	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
	min	13,8	13,8	4,1	4,1	5,2	5,2	20,0	-	2,8	1,8	1,8	1,8	4,3	4,0	5,5	17,0	8,0	-0,5	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
	max	246,0	246,0	246,0	91,6	147,0	41,6	22,0	-	132,0	62,4	31,7	24,0	559,0	4,0	148,0	116,0	16,5	13,5	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
	s	56,4	55,4	57,8	34,1	55,0	25,7	1,4	-	38,8	24,6	10,1	9,8	272,6	0,0	36,0	56,2	4,3	6,6	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
n	14	14	15	6	8	2	2	1	15	5	6	6	6	2	13	3	3	5	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Zn pot. [%]	x	3,7	22,6	3,4	1,6	1,9	1,0	-	-	4,3	4,9	2,0	1,5	3,5	-	1,8	2,7	1,9	0,5	6,3	6,3	6,3	1,1	1,8	1,8	0,0	0,0	0,0
	med	4,0	4,2	4,0	1,3	1,9	1,0	-	-	3,0	4,2	1,7	1,3	2,7	-	1,8	2,7	1,9	0,0	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
	min	0,8	0,8	0,8	0,8	0,1	0,1	-	-	0,2	0,5	0,4	0,4	1,3	-	0,4	2,6	1,7	0,0	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
	max	5,4	266,5	5,4	2,7	3,7	1,9	-	-	11,7	10,1	4,3	2,8	6,5	-	2,6	2,8	2,1	1,3	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
	s	1,1	70,2	1,5	1,0	1,3	1,2	-	-	3,5	4,8	1,8	1,1	2,7	-	0,6	0,1	0,2	0,7	-	-	-	-	-	-	0,0	0,0	
n	13	14	13	3	5	2	0	0	13	3	4	4	3	0	12	2	2	5	1	1	1	1	1	1	1	3	2	
Zn lös. [mg/kg]	x	5,8	4,9	5,1	3,8	1,1	1,1	-	-	10,3	7,7	1,1	0,5	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	med	-	-	5,1	3,8	1,1	-	-	-	-	-	1,1	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	min	-	-	4,9	2,3	1,1	-	-	-	-	-	0,6	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	max	-	-	5,2	5,2	1,1	-	-	-	-	-	1,5	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	s	-	-	0,2	2,1	0,0	-	-	-	-	-	0,6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
n	1	1	2	2	2	1	0	0	1	1	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Zn fest [mg/kg]	x	1448,3	1346,8	1490,6	1731,3	3145,5	3499,0	-	-	1322,7	578,7	628,9	663,2	1744,1	-	1273,6	698,3	742,3	1102,3	116,3	116,3	116,3	32,3	35,3	35,3	23,3	1627,2	383,3
	med	1663,2	1663,2	1663,2	890,2	2934,2	3499,0	-	-	1429,9	620,3	645,3	680,9	1649,2	-	1393,2	698,3	742,3	1019,9	-	-	-	-	-	-	-	110,3	383,3
	min	384,3	92,3	866,6	866,6	866,6	2232,1	-	-	650,3	352,6	469,6	469,6	623,3	-	538,3	656,6	684,6	963,9	-	-	-	-	-	-	-	92,3	383,3
	max	1663,2	1663,2	1663,2	3437,0	6022,7	4765,9	-	-	1429,9	763,3	755,3	821,3	2959,7	-	1393,2	739,9	799,9	1323,2	-	-	-	-	-	-	-	4678,9	383,3
	s	426,5	524,1	329,0	1477,2	2019,9	1791,6	-	-	263,7	208,4	138,3	157,2	1171,1	-	285,4	58,9	81,5	193,3	-	-	-	-	-	-	-	2642,9	0,0
n	13	14	13	3	6	2	0	0	13	3	4	4	3	0	12	2	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2

		V1								V2							V3									
		Tiefenstufen [cm]								Tiefenstufen [cm]							Tiefenstufen [cm]									
		5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	180,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	5,0	10,0	30,0	60,0	90,0	120,0	150,0	180,0		
Zn ads. [mg/kg]	x	15,5	15,5	15,3	25,3	33,5	29,0	30,0	0,0	7,9	7,9	6,4	9,4	11,7	1,9	0,0	19,6	19,6	18,6	14,1	37,3	50,7	45,0	37,0		
	med	6,9	6,9	7,5	25,3	33,5	-	-	-	1,3	1,3	0,4	0,7	0,7	0,5	-	11,2	11,2	11,0	3,9	38,8	50,7	45,0	37,0		
	min	0,0	0,0	0,0	12,5	29,0	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,3	0,3	0,3	2,3	-0,7	47,0	43,0	31,0		
	max	100,0	100,0	100,0	38,0	38,0	-	-	-	41,0	41,0	36,0	36,0	36,0	8,0	-	71,0	71,0	71,0	36,0	114,4	54,5	47,0	43,0		
	s	27,8	27,8	26,7	18,0	6,4	-	-	-	13,0	13,0	14,5	17,8	17,4	3,4	-	22,4	22,4	21,2	16,6	38,1	5,3	2,8	8,5		
n	12	12	13	2	2	1	1	1	14	14	6	4	6	5	1	13	13	16	6	8	2	2	2			
Zn pot. [%]	x	0,6	0,6	0,6	0,5	-	-	-	0,0	0,6	0,6	0,1	0,1	0,1	0,7	0,0	1,7	1,7	1,6	1,0	1,6	1,7	-	-	-	-
	med	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-	1,0	1,0	1,0	0,8	1,3	-	-	-	-	
	min	0,0	0,0	0,0	-	-	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	-	-	-	-	
	max	2,2	2,2	2,2	-	-	-	-	-	4,0	4,0	0,2	0,3	0,3	3,2	-	5,8	5,8	5,8	1,6	3,4	-	-	-	-	
	s	0,6	0,6	0,6	-	-	-	-	-	1,1	1,1	0,1	0,1	0,1	1,4	-	1,7	1,7	1,6	0,4	1,3	-	-	-	-	
n	11	11	12	1	0	0	0	1	13	13	5	3	4	5	1	12	12	14	4	6	1	0	0			
Zn lös. [mg/kg]	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	med	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	min	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	max	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	s	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
n	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Zn fest [mg/kg]	x	1236,2	1236,2	1345,4	2546,4	-	-	-	-	884,7	884,7	374,2	303,9	325,4	235,9	43,7	996,2	996,2	902,7	342,8	1909,4	3263,0	-	-	-	-
	med	1149,9	1149,9	1149,9	-	-	-	-	-	1016,6	1016,6	390,0	335,3	362,6	251,3	-	1129,9	1129,9	1129,9	344,0	2088,1	-	-	-	-	
	min	1149,9	1149,9	1149,9	-	-	-	-	-	389,3	389,3	186,3	186,3	16,7	-	-	248,3	248,3	248,3	293,3	311,3	-	-	-	-	
	max	2099,8	2099,8	2546,4	-	-	-	-	-	1016,6	1016,6	534,3	390,0	390,0	390,0	-	1129,9	1129,9	1129,9	390,0	3329,0	-	-	-	-	
	s	286,4	286,4	466,5	-	-	-	-	-	251,6	251,6	125,9	105,4	96,2	145,2	-	314,2	314,2	374,7	47,7	1385,9	-	-	-	-	
n	11	11	12	1	0	0	0	0	13	13	5	3	4	5	1	12	12	14	4	6	1	0	0			

Tab. A 74: Tiefenfunktion verschiedener Cadmiumfraktionen
 (austauschbare und königswasserlösliche Cadmium-Konzentrationen sowie der Anteil der austauschbaren an den Gesamt-Gehalten (=potentiell verfügbare Gehalte), x=Mittelwert, med=Median, min=Minimum, max=Maximum s=Standardabweichung)

		Standortstypen																				Gesamt															
		Kalk-Buchenwald					Moder-Buchenwald					Schlagflur					Vorwald					Tiefenstufen [cm]															
		Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]					Tiefenstufen [cm]										
		5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	150	180	210
X ^s Cd [mg/kg]	x	2,3	2,0	1,1	0,0	0,0	2,1	2,0	1,3	0,8	2,8	5,4	4,0	3,0	1,0	1,3	0,1	0,1	20,9	0,0	0,5	0,5	0,5	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	1,6	1,5	0,8	0,3	4,0	1,4	1,1	0,4	0,0
	med	1,7	1,4	0,6	0,0	0,0	1,6	1,6	0,9	0,0	1,0	5,3	4,0	-	0,7	0,1	0,0	0,0	5,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,9	0,8	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	12,0	17,0	6,0	0,0	0,0	9,0	9,0	7,0	8,5	9,0	8,0	8,0	-	4,6	7,0	1,0	0,5	57,0	0,0	9,0	9,0	9,0	0,3	1,8	0,2	0,0	0,0	12,0	17,0	9,0	8,5	57,0	8,0	8,0	3,0	0,0
	s	2,3	2,8	1,4	0,0	0,0	2,1	2,0	1,6	2,1	3,5	2,1	5,7	-	1,1	2,6	0,3	0,1	28,1	0,0	1,5	1,5	1,6	0,1	0,5	0,1	0,0	0,0	2,0	2,3	1,5	1,2	12,3	2,6	3,0	1,1	0,0
n	52	41	24	12	5	39	42	27	16	14	4	2	1	28	8	9	11	6	2	39	39	35	12	16	9	4	3	159	131	96	52	42	16	7	7	2	
Cd pot. [%]	x	16,6	16,4	8,1	0,0	0,0	27,8	29,4	21,0	14,0	22,4	41,5	0,0	-	19,1	4,4	1,7	2,0	47,7	0,0	7,8	7,8	9,0	0,6	3,1	0,4	0,0	0,0	17,5	17,0	10,8	4,0	12,3	9,8	0,0	0,0	0,0
	med	13,2	11,0	4,4	0,0	0,0	24,6	25,2	20,3	0,0	6,2	42,1	-	-	22,7	0,0	0,0	0,0	47,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,2	9,0	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	59,6	59,6	35,6	0,6	0,0	76,9	76,9	65,2	80,8	99,9	64,2	-	-	49,5	11,7	11,7	14,4	89,6	0,0	94,5	94,5	94,5	4,2	27,0	3,0	0,0	0,0	94,5	94,5	94,5	80,8	99,9	64,2	0,0	0,0	0,0
	s	14,4	15,0	9,4	0,2	0,0	20,5	21,4	20,3	26,5	33,0	23,0	-	-	15,9	6,1	4,4	4,7	59,3	0,0	18,2	18,2	19,9	1,6	7,8	1,1	0,0	0,0	18,7	19,9	17,6	13,8	26,2	20,4	0,0	0,0	0,0
n	37	36	18	12	5	34	34	16	9	10	3	1	0	25	5	7	10	2	2	37	37	30	7	12	8	4	3	133	112	71	38	29	13	5	4	2	
Cd ges. [mg/kg]	x	7,4	9,2	8,2	3,2	-	5,4	5,1	3,0	2,0	10,4	15,1	-	-	3,7	1,1	0,5	2,0	7,7	-	4,2	4,2	3,2	1,2	3,2	1,5	0,0	-	5,4	5,8	4,0	1,8	6,5	5,4	0,0	2,8	2,2
	med	9,4	10,5	11,1	2,7	-	5,1	4,1	3,1	1,3	7,1	7,8	-	-	2,9	0,6	0,5	2,4	7,4	-	5,6	5,6	2,2	0,0	0,9	0,9	0,0	-	5,6	5,6	2,8	1,1	4,0	1,0	0,0	0,0	2,2
	min	0,0	2,8	2,7	2,7	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,1	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2
	max	11,3	11,1	11,1	4,3	-	11,5	11,5	5,1	10,5	30,3	30,3	-	-	5,9	2,7	1,2	3,4	15,6	-	7,0	7,0	7,5	7,5	11,0	6,1	-	-	11,5	11,5	11,1	10,5	30,3	30,3	0,0	8,5	2,2
	s	4,4	2,4	3,6	0,9	-	3,9	4,0	2,2	3,2	11,1	13,2	-	-	2,1	1,1	0,4	1,4	7,8	-	2,0	2,0	2,4	2,6	4,0	2,3	-	-	3,8	3,7	3,4	2,4	8,4	9,3	0,0	4,9	0,0
n	47	35	16	3	0	37	39	21	10	9	3	0	0	24	5	6	6	3	0	36	36	31	8	10	6	1	0	145	116	75	28	23	10	2	3	2	

		K1					K2					K3					K4					M1					M2					M3							
		Tiefenstufen [cm]															Tiefenstufen [cm]																						
		5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60	90	120
X ^s Cd [mg/kg]	x	1,4	1,3	1,2	0,0	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	1,3	0,0	0,0	3,3	4,0	1,7	0,0	0,0	0,0	1,4	1,1	0,7	0,7	8,9	8,0	3,6	3,7	1,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,0	
	med	1,4	1,4	1,1	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0	3,1	3,1	0,4	0,0	0,0	0,0	1,1	0,7	0,0	0,6	8,9	-	2,5	2,5	0,3	0,4	0,0	5,0						
	min	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,9	-	0,1	1,0	0,0	0,0	0,0	5,0						
	max	4,0	4,0	4,0	0,0	0,0	12,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	0,0	0,0	9,0	17,0	6,0	0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	3,0	1,7	9,0	-	9,0	9,0	3,0	1,0	0,0	5,0						
	s	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	0,0	0,0	2,4	4,4	2,9	0,0	0,0	0,0	1,3	1,3	1,2	0,8	0,1	-	2,4	2,3	1,7	0,5	0,0	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0
n	14	14	16	3	2	13	2	2	2	2	13	13	2	3	12	12	4	4	3	0	13	16	7	4	2	1	11	11	3	4	2	1	1	1	1	2	2	1	
Cd pot. [%]	x	13,1	11,3	12,3	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	10,4	11,5	0,3	0,2	29,9	29,9	3,4	0,0	0,0	0,0	33,6	30,6	2,0	4,0	51,3	-	27,6	33,1	-	12,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	64,2	
	med	12,6	7,9	11,5	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	9,6	9,6	0,3	0,0	30,9	30,9	2,3	0,0	0,0	0,0	31,6	26,8	0,0	4,0	-	-	20,8	26,8	-	11,6	0,0	-	-	-	-	-		
	min	3,8	3,7	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,3	2,3	0,0	0,0	5,3	5,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	12,6	17,6	-	0,0	0,0	-	-	-	-	-		
	max	35,6	35,6	35,6	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	19,2	28,9	0,6	0,6	59,6	59,6	7,9	0,0	0,0	0,0	76,9	76,9	8,0	8,0	-	-	53,8	68,3	-	25,7	0,0	-	-	-	-	-		
	s	9,1	9,5	9,7	0,0	0,0	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	5,8	7,8	0,4	0,3	17,6	17,6	4,1	0,0	0,0	0,0	26,8	27,4	4,0	5,7	-	-	13,3	17,4	-	12,9	0,0	-	-	-	-	-		
n	12	11	11	3	2	2	2	2	2	2	12	12	2	3	11	11	3	4	3	0	10	11	4	2	1	0	10	10	0	3	2	0	1	1	1	1	1	1	
Cd ges. [mg/kg]	x	9,8	9,7	9,7	-	-	1,2	3,1	3,1	2,7	-	9,8	9,3	4,3	4,3	9,1	9,1	5,8	2,7	-	-	3,1	2,5	1,1	1,9	17,3	-	9,8	9,7	3,1	1,7	1,8	1,8	-	0,0	0,0	0,0	7,8	
	med	11,1	11,1	11,1	-	-	0,0	-	-	-	-	10,5	10,5	4,3	4,3	9,4	9,4	6,4	-	-	-	4,1	4,1	1,0	2,1	-	-	11,5	11,5	-	1,7	-	-	-	-	-	-		
	min	2,8	2,8	2,8	-	-	0,0	-	-	-	-	5,3	5,3	4,3	4,3	6,1	6,1	2,7	-	-	-	0,0	0,0	0,0	1,4	-	-	1,2	1,1	-	1,2	-	-	-	-	-	-		
	max	11,1	11,1	11,1	-	-	11,3	-	-	-	-	11,1	10,5	4,3	4,3	9,4	9,4	8,2	-	-	-	4,1	4,1	2,4	2,4	-	-	11,5	11,5	-	2,2	-	-	-	-	-	-		
	s	3,0	3,1	3,1	-	-	3,3	-	-	-	-	1,9	2,2	-	-	1,0	1,0	2,8	-	-	-	1,8	2,0	0,8	0,5	-	-	3,9	4,1	-	0,7	-	-	-	-	-	-		
n	12	11	11	0	0	12	1	1	1	1	12	12	1	1	11	11	3	1	0	0	12	15	6	3	1	0	11	11	1	2	1	1	1	0	1	2	2	1	

Fortsetzung **Tab. A 74:**

		M4								S1						S2			
		Tiefenstufen [cm]								Tiefenstufen [cm]									
		5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	5	10	30	60
X_{Ca}^s [mg/kg]	x	1,7	1,9	1,8	1,4	2,7	4,3	4,0	3,0	1,4	0,7	0,0	0,0	20,9	0,0	0,4	2,4	0,4	0,1
	med	1,4	1,4	1,4	0,0	2,2	4,3	4,0	-	1,4	0,0	0,0	0,0	5,2	0,0	0,3	0,2	0,1	0,0
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	7,0	7,0	7,0	8,5	7,0	5,5	8,0	-	4,6	3,3	0,1	0,0	57,0	0,0	2,0	7,0	1,0	0,5
	s	1,8	1,8	1,8	3,5	2,6	1,8	5,7	-	1,2	1,5	0,0	0,0	28,1	0,0	0,6	4,0	0,6	0,2
	n	14	14	15	6	8	2	2	1	15	5	6	6	6	2	13	3	3	5
Cd pot. [%]	x	25,7	27,5	29,7	20,2	24,6	30,2	0,0	-	20,4	2,9	2,0	0,0	47,7	0,0	17,5	10,5	0,0	4,1
	med	25,7	25,6	27,7	0,0	6,5	30,2	-	-	23,4	0,0	0,0	0,0	47,7	0,0	16,5	-	-	0,0
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	0,0	0,0	-	-	0,0
	max	65,2	65,2	65,2	80,8	99,9	42,1	-	-	43,4	11,7	11,7	0,0	89,6	0,0	49,5	-	-	14,4
	s	19,5	18,8	18,4	40,4	36,3	16,8	-	-	14,3	5,9	4,8	0,0	59,3	0,0	18,2	-	-	6,3
	n	13	12	11	4	7	2	1	0	14	4	6	5	2	2	11	1	1	5
Cd ges. [mg/kg]	x	4,1	4,3	4,1	3,5	14,9	18,7	-	-	5,6	1,3	0,5	0,9	7,7	-	1,7	0,8	0,6	3,0
	med	5,1	5,1	5,1	0,0	8,9	18,7	-	-	5,9	0,6	0,5	0,5	7,4	-	2,0	0,8	0,6	3,1
	min	0,3	0,3	0,0	0,0	4,0	7,1	-	-	3,8	0,5	0,3	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	2,5
	max	5,1	5,9	5,1	10,5	30,3	30,3	-	-	5,9	2,7	0,7	2,3	15,6	-	2,0	1,7	1,2	3,4
	s	1,9	1,7	2,0	6,1	11,6	16,4	-	-	0,7	1,2	0,2	1,2	7,8	-	0,7	1,2	0,8	0,5
	n	13	13	13	3	5	2	0	0	12	3	4	3	3	0	12	2	2	3

		V1								V2						V3								
		Tiefenstufen [cm]								Tiefenstufen [cm]						Tiefenstufen [cm]								
		5	10	30	60	90	120	150	180	5	10	30	60	90	120	150	5	10	30	60	90	120	150	180
X_{Ca}^s [mg/kg]	x	1,1	1,1	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,3	0,0	0,3	0,1	0,0	0,0
	med	0,2	0,2	0,3	0,2	0,0	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	9,0	9,0	9,0	0,3	0,0	-	-	-	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	-	2,1	2,1	2,1	0,0	1,8	0,2	0,0	0,0
	s	2,6	2,6	2,5	0,2	0,0	-	-	-	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,6	0,6	0,6	0,0	0,7	0,1	0,0	0,0
	n	12	12	13	2	2	1	1	1	14	14	6	4	6	6	1	13	13	16	6	8	2	2	2
Cd pot. [%]	x	5,8	5,8	5,6	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	16,9	16,9	15,6	0,0	6,2	1,5	0,0	0,0
	med	2,8	2,8	3,5	2,1	0,0	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	4,2	4,2	0,0	0,0	1,6	1,5	0,0	0,0
	min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	-	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	max	38,4	38,4	38,4	4,2	0,0	-	-	-	14,2	14,2	0,0	0,0	0,0	0,0	-	94,5	94,5	94,5	0,0	27,0	3,0	0,0	0,0
	s	11,1	11,1	10,6	3,0	0,0	-	-	-	3,9	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0	-	28,5	28,5	27,7	0,0	10,5	2,1	0,0	0,0
	n	11	11	12	2	2	1	1	1	14	14	5	3	4	5	1	12	12	13	2	6	2	2	2
Cd ges. [mg/kg]	x	5,9	5,9	6,0	7,5	-	-	-	-	4,7	4,7	0,8	0,6	0,4	0,6	0,0	2,0	2,0	1,7	0,0	5,0	6,1	-	-
	med	5,8	5,8	5,8	-	-	-	-	-	5,6	5,6	1,0	0,8	0,4	0,8	-	2,2	2,2	2,2	0,0	6,1	-	-	-
	min	5,8	5,8	5,8	-	-	-	-	-	1,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	-	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	-	-	-
	max	7,0	7,0	7,5	-	-	-	-	-	5,6	5,6	1,9	1,0	1,0	1,1	-	2,2	2,2	2,2	0,0	11,0	-	-	-
	s	0,4	0,4	0,6	-	-	-	-	-	1,7	1,7	0,8	0,5	0,5	0,5	-	0,5	0,5	0,8	0,0	4,3	-	-	-
	n	11	11	12	1	0	0	0	0	13	13	5	3	4	5	1	12	12	14	4	6	1	0	0

Tab. A 75: Korrelationsmatrix der Basisrespiration, der Elastizitätsparameter und Schwermetallgehalte in den Ah-Horizonten des Untersuchungsgebietes (Ah-Horizonte, Serien 1-10, 1991-1992)

C_{bas}/C_{org}(a)=Atmungsquotient mit aktuellem Wassergehalt zum Bebrütungsbeginn in [%] des Gesamtkohlenstoffs, C_{bas}/C_{org}(b)= Atmungsquotient mit aktuellem Wassergehalt nach 6-wöchiger Bebrütung, C_{bas}/C_{org}(a 50) bzw. C_{bas}/C_{org}(b 50)=Atmungsquotienten mit 50% Wasserkapazität

	Atmungsquotienten				Elastizitätsparameter [%]					Verhältnisse				mg/kg			
	C _{bas} /C _{org} (a)	C _{bas} /C _{org} (b)	C _{bas} /C _{org} (a 50)	C _{bas} /C _{org} (b 50)	C/N	Ca + Mg	K + Mg	H + Fe	pH-KCl	Ca/Al	Ca/H	Mg/Al	Mg/H	Al	Pb	Zn	Cd
C _{bas} /C _{org} (a)	1,000	0,359 ***	0,451 ***	0,113 ***	-0,565 ***	0,556 ***	0,275 **	-0,456 ***	0,598 ***	0,476 ***	0,541 ***	0,541 ***	0,603 ***	-0,486 ***	-0,365 ***	-0,418 ***	-0,113
C _{bas} /C _{org} (b)	0,359	1,000	0,334 **	0,474 ***	-0,613 **	0,398 ***	0,141	-0,300 **	0,497 ***	0,449 ***	0,243 *	0,450 ***	0,280 *	-0,460 ***	-0,388 ***	-0,483 ***	-0,214 *
C _{bas} /C _{org} (a 50)	0,451	0,334	1,000	0,639 ***	-0,302 **	0,557 ***	0,246 *	-0,446 ***	0,487 ***	0,444 ***	0,431 ***	0,478 ***	0,379 ***	-0,405 ***	-0,405 ***	-0,390 ***	-0,076
C _{bas} /C _{org} (b 50)	0,113	0,474	0,639	1,000	-0,045	0,436 ***	0,213 *	-0,525 ***	0,371 ***	0,196 *	0,441 ***	0,173	0,399 ***	-0,139	-0,109	-0,285 **	0,009
C_N	-0,565	-0,613	-0,302	-0,045	1,000	-0,386 ***	-0,161 *	0,215 **	-0,445 ***	-0,471 ***	-0,383 ***	-0,447 ***	-0,388 ***	0,480 ***	0,381 ***	0,348 ***	0,007
Ca + Mg	0,556	0,398	0,557	0,436	-0,386	1,000	0,451 ***	-0,862 ***	0,823 ***	0,837 ***	0,897 ***	0,841 ***	0,899 ***	-0,775 ***	-0,708 ***	-0,476 ***	0,135
K + Mg	0,275	0,141	0,246	0,213	-0,161	0,451	1,000	-0,398 ***	0,376 ***	0,394 ***	0,422 ***	0,419 ***	0,443 ***	-0,335 ***	-0,285 ***	0,028	0,231 **
H + Fe	-0,456	-0,300	-0,446	-0,525	0,215	-0,862	0,398	1,000	-0,748 ***	-0,614 ***	-0,986 ***	-0,611 ***	-0,972 ***	0,517 ***	0,487 ***	0,400 ***	-0,110
pH-KCl	0,598	0,497	0,487	0,371	-0,445	0,823	0,376	-0,748	1,000	0,787 ***	0,786 ***	0,778 ***	0,793 ***	-0,709 ***	-0,692 ***	-0,582 ***	-0,074
Ca/Al	0,476	0,449	0,444	0,196	-0,471	0,837	0,394	-0,614	0,787	1,000	0,723 ***	0,952 ***	0,732 ***	-0,936 ***	-0,858 ***	-0,494 ***	0,111
Ca/H	0,541	0,243	0,431	0,441	-0,383	0,897	0,422	-0,986	0,786	0,723	1,000	0,700	0,960 ***	-0,640 ***	-0,576 ***	-0,348 ***	0,199 *
Mg/Al	0,541	0,450	0,477	0,173	-0,447	0,841	0,419	-0,611	0,778	0,952	0,700	1,000	0,771 ***	-0,911 ***	-0,811 ***	-0,533 ***	0,033
Mg/H	0,603	0,280	0,478	0,399	-0,388	0,899	0,443	-0,972	0,793	0,732	0,960	0,771	1,000	-0,661 ***	-0,581 ***	-0,419 ***	0,124
Al	-0,486	-0,460	-0,405	-0,139	0,480	-0,775	-0,335	0,517	-0,709	-0,936	-0,640	-0,911	-0,661	1,000	0,911 ***	0,583 ***	0,079
Pb	-0,365	-0,388	-0,405	-0,109	0,381	-0,708	-0,285	0,487	-0,692	-0,858	-0,576	-0,811	-0,581	0,911	1,000	0,573 ***	0,129
Zn	-0,418	-0,483	-0,390	-0,285	0,348	-0,476	0,028	0,400	-0,582	-0,494	-0,348	-0,533	-0,419	0,583	0,573	1,000	0,562
Cd	-0,113	-0,214	-0,076	0,009	0,007	0,135	0,231	-0,110	-0,074	0,111	0,199	0,033	0,124	0,079	0,129	0,562	1,000
C _{bas} /C _{org} (a)	,	0,000	0,000	0,278	0,000	0,000	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,245
C _{bas} /C _{org} (b)	0,000	,	0,001	0,000	0,000	0,000	0,177	0,003	0,000	0,000	0,031	0,000	0,012	0,000	0,000	0,000	0,038
C _{bas} /C _{org} (a 50)	0,000	0,001	,	0,000	0,002	0,000	0,011	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,444
C _{bas} /C _{org} (b 50)	0,278	0,000	0,000	,	0,651	0,000	0,031	0,000	0,000	0,047	0,000	0,080	0,000	0,162	0,275	0,004	0,928
C_N	0,000	0,000	0,002	0,651	,	0,000	0,044	0,007	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,933
Ca + Mg	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,090
K + Mg	0,004	0,177	0,011	0,031	0,044	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,727	0,003
H + Fe	0,000	0,003	0,000	0,000	0,007	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,169
pH-KCl	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,354
Ca/Al	0,000	0,000	0,000	0,047	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,170
Ca/H	0,000	0,031	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,019
Mg/Al	0,000	0,000	0,000	0,080	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,000	0,682
Mg/H	0,000	0,012	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,000	0,146
Al	0,000	0,000	0,000	0,162	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,000	0,324
Pb	0,000	0,000	0,000	0,275	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000	0,106
Zn	0,000	0,000	0,000	0,004	0,000	0,000	0,727	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	,	0,000
Cd	0,245	0,038	0,444	0,928	0,933	0,090	0,003	0,169	0,354	0,170	0,019	0,682	0,146	0,324	0,106	0,000	,
C _{bas} /C _{org} (a)	108	94	96	94	108	108	108	108	108	108	92	108	92	108	108	108	108
C _{bas} /C _{org} (b)	94	94	94	94	94	94	94	94	94	94	79	94	79	94	94	94	94
C _{bas} /C _{org} (a 50)	96	94	105	103	105	105	105	105	105	105	88	105	88	105	105	105	105
C _{bas} /C _{org} (b 50)	94	94	103	103	103	103	103	103	103	103	86	103	86	103	103	103	103
C_N	108	94	105	103	157	157	157	157	156	154	137	154	137	157	157	157	157
Ca + Mg	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159
K + Mg	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159
H + Fe	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159
pH-KCl	108	94	105	103	156	158	158	158	159	154	138	154	138	158	158	158	158
Ca/Al	108	94	105	103	154	155	155	155	154	155	135	155	135	155	155	155	155
Ca/H	92	79	88	86	137	139	139	139	138	135	139	135	139	139	139	139	139
Mg/Al	108	94	105	103	154	155	155	155	154	155	135	155	135	155	155	155	155
Mg/H	92	79	88	86	137	139	139	139	138	135	139	135	139	139	139	139	139
Al	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159
Pb	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159
Zn	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159
Cd	108	94	105	103	157	159	159	159	158	155	139	155	139	159	159	159	159

bas=Basalrespiration (nach Isermeyer) , (a) Ist-Werte, (b) Brutversuch, (a 50) Ist-Werte mit 50% Wassergehalt, (b 50) Brutversuch mit 50% Wassergehalt

Tab. A 76: Korrelationsmatrix der Atmungsquotienten, Elastizitätsparameter und Schwermetalle in den Ah-Horizonten im September 1991

Cbas/Corg(a)=Atmungsquotient mit aktuellem Wassergehalt zum Bebrütungsbeginn in [%] des Gesamtkohlenstoffs, Cbas/Corg(b)= Atmungsquotient mit aktuellem Wassergehalt nach 6-wöchiger Bebrütung, Cbas/Corg(a50) bzw. Cbas/Corg(b50)=Atmungsquotienten mit 50% Wasserkapazität

	C _{bas} /C _{org} (a)	C _{bas} /C _{org} (a,50)	C _{bas} /C _{org} (b)	C _{bas} /C _{org} (b,50)	Ca + Mg [%]	K + Mg [%]	H + Fe [%]	pH-KCl	C/N	Ca/Al	Ca/H	Mg/Al	Mg/H	Al [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cd [mg/kg]	
C _{bas} /C _{org} (a)	r sig n																	
C _{bas} /C _{org} (a 50)	r sig n	-0,085 0,661 29																
C _{bas} /C _{org} (b)	r sig n	,485(**) 0,008 29	0,315 0,096 29															
C _{bas} /C _{org} (b 50)	r sig n	0,135 0,486 29	,872(**) 0 30	,515(**) 0,004 29														
Ca + Mg [%]	r sig n	,608(**) 0 29	0,109 0,566 30	,377(*) 0,044 29	0,357 0,053 30													
K + Mg [%]	r sig n	,781(**) 0 29	-0,076 0,691 30	0,168 0,384 29	0,073 0,7 30	,784(**) 0 30												
H+Fe [%]	r sig n	-,623(**) 0 29	-0,099 0,604 30	-,379(*) 0,042 29	-0,343 0,063 30	-,999(**) 0 30	-,798(**) 0 30											
pH-KCl	r sig n	,829(**) 0 29	0,045 0,811 30	0,259 0,175 29	0,178 0,347 30	,865(**) 0 30	,932(**) 0 30	-,880(**) 0 30										
C/N	r sig n	-0,22 0,251 29	0,158 0,403 30	-,554(**) 0,002 29	-0,128 0,499 30	-,575(**) 0,001 30	-,420(*) 0,021 30	,580(**) 0,001 30	-0,326 0,079 30									
Ca/Al	r sig n	,588(**) 0,001 29	-0,075 0,693 29	0,02 0,917 30	0,127 0,503 30	,758(**) 0 30	,831(**) 0 30	-,780(**) 0 30	,873(**) 0 30	-0,341 0,065 30								
Ca/H	r sig n	-0,475 0,119 12	0,352 0,263 12	-0,201 0,531 12	,789(**) 0,002 12	,914(**) 0 12	,847(**) 0,001 12	-,893(**) 0 12	,861(**) 0 12	-0,261 0,413 12	,934(**) 0 12							
Mg/Al	r sig n	,689(**) 0 29	-0,058 0,761 30	0,002 0,992 29	0,074 0,698 30	,718(**) 0 30	,924(**) 0 30	-,741(**) 0 30	,918(**) 0 30	-0,276 0,14 30	,962(**) 0 30	,929(**) 0 12						
Mg/H	r sig n	-0,478 0,116 12	0,335 0,287 12	-0,198 0,538 12	,784(**) 0,003 12	,909(**) 0 12	,852(**) 0 12	-,888(**) 0 12	,852(**) 0 12	-0,265 0,405 12	,935(**) 0 12	1,000(**) 0 12	,931(**) 0 12					
Al [mg/kg]	r sig n	-,665(**) 0 29	-0,079 0,679 30	-0,365 0,051 29	-0,32 0,085 30	-,984(**) 0 30	-,829(**) 0 30	,991(**) 0 30	-,902(**) 0 30	,583(**) 0,001 30	-,828(**) 0 30	-,803(**) 0,002 12	-,795(**) 0,002 30	-,796(**) 0,002 12				
Pb [mg/kg]	r sig n	-,576(**) 0,001 29	-0,186 0,325 29	-,445(*) 0,015 29	-,375(*) 0,041 30	-,921(**) 0 30	-,688(**) 0 30	,928(**) 0 30	-,778(**) 0 30	,616(**) 0 30	-,677(**) 0 30	-0,519 0,084 12	-,643(**) 0,009 30	-0,508 0,002 12	,945(**) 0 30			
Zn [mg/kg]	r sig n	-,785(**) 0 29	0,048 0,8 30	-0,329 0,081 29	-0,163 0,389 30	-,864(**) 0 30	-,877(**) 0 30	,875(**) 0 30	-,955(**) 0,029 30	,398(*) 0,002 30	-,855(**) 0,002 30	-,785(**) 0,002 12	-,856(**) 0,002 30	-,794(**) 0,012 12	,878(**) 0,035 30	,700(**) 0 30		
Cd [mg/kg]	r sig n	-,835(**) 0 29	-0,155 0,413 30	-,402(*) 0,03 29	-0,079 0,68 30	-,406(*) 0,026 30	-,545(**) 0,002 30	,423(*) 0,02 30	-,709(**) 0,52 30	-0,122 0,027 30	-,404(*) 0,013 12	,688(*) 0,003 12	-,518(**) 0,012 12	,696(*) 0,012 12	,445(*) 0,014 30	,386(*) 0,035 30	,649(**) 0 30	
H ₂ O [%]	r sig n	,559(**) 0,002 29	,547(**) 0,002 30	,663(**) 0 29	,636(**) 0 30	,513(**) 0,004 30	,475(**) 0,008 30	-,512(**) 0,004 30	,431(*) 0,017 30	-,555(**) 0,001 30	0,248 0,187 12	0,49 0,106 30	0,301 0,106 12	0,489 0,107 12	-,515(**) 0,004 30	-,546(**) 0,002 30	-,405(*) 0,026 30	-0,242 0,197 30

** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.

* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.

Tab. A 77: *Elastizitäts- und Stabilitätsparameter der Standorttypen (pH-Werte, organischer Kohlenstoff, C/N- und C/P-Verhältnisse, austauschbare Mb und Ma-Kationen, AKe; Ca, Mg, Al und H der wässrigen Extrakte [*], Ca/Al- und Ca/H-Verhältnisse)*

		Standortstyp											
		Kalk-Buchenwald			Moder-Buchenwald			Schlagflur			Vorwald		
		0-30	30-90	>90	0-30	30-90	>90	0-30	30-90	>90	0-30	30-90	>90
Tiefenstufe [cm]													
pH-H ₂ O	x	6.54	8.04	8.26	4.85	5.15	6.37	4.87	4.77	6.69	6.83	5.90	-
	med	6.77	8.06	8.51	4.81	5.00	6.39	4.99	4.82	7.02	7.11	5.59	-
	min	4.74	7.99	7.76	3.75	4.53	4.30	3.81	4.15	5.47	5.83	4.74	-
	max	7.82	8.06	8.51	7.71	7.03	8.38	6.01	5.09	7.69	7.46	7.35	-
	s	0.84	0.04	0.43	0.74	0.65	1.19	0.46	0.35	0.87	0.51	0.99	-

Tab. A 78: Elastizitäts- und Stabilitätsparameter der Standorttypen: austauschbare und königswasserlösliche-Vorräte (Ca, Mg, K, Al, H, Pb, Zn und Cd, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorvorräte)

		Kalk-Buchenwald			Moder-Buchenwald			Schlagflur			Vorwald			
		Tiefenstufe [cm]			Tiefenstufe [cm]			Tiefenstufe [cm]			Tiefenstufe [cm]			
		0-30	30-90	>90	0-30	30-90	>90	0-30	30-90	>90	0-30	30-90	>90	
austauschbare Vorräte	Ca [kg/ha]	x	2198,45	4844,50	3067,85	966,90	3867,72	4950,39	729,13	1261,02	5652,62	2290,41	3018,95	5685,65
		med	1846,74	4615,00	2886,98	726,56	838,77	4527,27	436,97	272,80	3751,97	1486,27	1765,35	4010,26
		min	166,68	30,98	109,90	3,76	66,30	354,82	13,13	54,67	713,78	395,39	97,16	2652,17
		max	12158,10	16419,00	5574,60	6475,06	24713,21	15988,61	3600,51	8668,44	21252,67	22594,80	12787,20	13396,68
		n	1537,92	5082,34	1952,15	888,30	6261,65	4136,01	702,50	2787,55	7075,17	2596,63	3513,80	4041,20
	Mg [kg/ha]	x	491,91	1143,34	353,34	174,06	1579,66	1290,85	96,75	55,77	268,52	565,34	652,76	602,39
		med	386,52	887,25	266,38	122,93	130,23	703,84	51,49	35,34	138,53	344,77	405,85	500,19
		min	11,85	1,48	14,70	1,89	10,51	15,70	1,07	4,47	29,15	19,15	24,88	199,92
		max	2513,70	4628,00	773,09	923,36	10333,62	6108,01	291,14	168,55	931,39	3698,78	5139,45	1380,26
		n	377,78	1337,40	248,23	187,92	3120,23	1451,67	95,60	56,51	316,65	680,49	928,67	415,35
K [kg/ha]	x	37,06	119,91	27,37	41,84	257,28	316,26	45,08	169,82	175,04	64,05	136,44	212,42	
	med	27,44	68,90	27,43	30,37	50,74	151,11	26,78	35,25	68,76	40,29	86,19	113,35	
	min	0,22	0,18	3,78	1,25	8,80	10,36	4,64	19,33	3,18	3,79	7,65	43,80	
	max	227,43	309,40	52,87	242,38	1398,34	1506,93	286,98	927,04	821,32	444,60	681,62	608,94	
	n	34,19	117,70	16,34	41,08	421,93	434,30	53,96	303,75	288,36	69,01	149,69	214,31	
Al [kg/ha]	x	30,93	13,84	0,00	187,04	463,67	345,86	264,85	585,06	86,00	47,17	183,94	61,66	
	med	20,94	0,00	0,00	134,90	335,08	67,51	211,87	394,90	22,32	30,00	102,46	38,83	
	min	0,00	0,00	0,00	6,02	21,09	0,00	14,97	12,82	3,39	2,27	0,00	0,00	
	max	630,24	93,60	0,00	1098,96	2396,45	2357,33	1827,92	2171,35	427,59	526,68	1414,17	194,86	
	n	64,31	31,06	0,00	205,56	505,21	564,28	330,03	646,16	154,51	64,75	283,62	78,05	
H [kg/ha]	x	4,57	4,07	4,22	19,65	43,10	40,63	24,15	39,51	39,10	3,35	10,34	9,02	
	med	2,40	0,48	5,36	14,80	35,34	11,62	17,57	19,51	7,25	2,02	6,51	6,64	
	min	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,72	0,00	0,00	2,24	
	max	59,57	18,79	8,04	97,82	212,57	215,78	186,54	198,14	200,66	25,31	48,36	24,00	
	n	7,48	6,12	3,42	15,69	47,72	56,84	34,36	57,18	72,71	4,49	12,90	8,14	
Pb [kg/ha]	x	11,53	33,62	-	51,81	77,29	73,01	32,12	89,50	16,00	13,30	66,28	79,62	
	med	6,72	18,30	-	25,51	46,60	19,10	18,57	39,48	16,00	7,29	52,41	60,89	
	min	0,06	0,13	-	2,37	6,67	0,94	0,34	11,83	4,30	2,58	0,56	56,17	
	max	165,30	97,76	-	404,53	677,97	406,96	226,67	272,09	27,71	118,56	218,70	121,79	
	n	21,53	45,72	0	72,64	149,26	107,86	46,96	107,91	16,55	15,58	69,98	36,60	
Zn [kg/ha]	x	15,84	17,11	2,52	38,87	91,81	75,03	20,49	166,84	28,43	13,24	37,85	61,52	
	med	7,24	0,08	3,40	25,78	19,12	56,91	14,99	23,32	8,45	5,88	10,52	64,15	
	min	0,01	-0,38	0,00	0,83	1,37	0,02	0,95	0,58	0,00	0,12	0,00	24,81	
	max	237,73	68,64	7,60	283,93	513,90	352,62	78,78	1346,02	104,26	228,00	176,77	116,38	
	n	28,31	34,36	3,57	43,34	148,54	85,93	18,77	442,47	43,10	27,00	45,91	33,29	
Cd [kg/ha]	x	1,19	0,02	0,17	1,54	10,65	6,24	0,69	137,25	5,83	1,01	0,45	0,31	
	med	0,73	0,02	0,17	1,16	5,60	4,48	0,49	137,25	3,84	0,22	0,27	0,24	
	min	0,05	0,01	0,17	0,01	0,44	0,33	0,02	137,25	0,38	0,01	0,01	0,24	
	max	10,26	0,03	0,17	8,08	29,73	20,70	3,64	137,25	15,26	20,52	1,23	0,46	
	n	1,54	0,02	-	1,45	11,54	5,70	0,80	137,25	7,04	2,91	0,54	0,13	
C-, N-, P-Vorräte	N [kg/ha]	x	1336,23	651,02	0,00	1294,47	1168,14	1319,12	1145,33	832,04	793,58	1411,32	948,49	564,14
		med	1198,75	409,50	0,00	1149,22	1024,85	1411,20	1096,99	835,80	358,68	1064,00	800,98	577,92
		min	56,00	0,00	0,00	67,66	149,25	0,00	223,88	98,00	105,00	664,00	0,00	210,00
		max	2793,00	2345,00	0,00	4427,75	2786,00	3680,00	2855,65	1890,50	2675,40	4389,00	3360,00	995,00
		n	502,86	731,24	0,00	659,43	669,63	1049,82	536,57	627,44	891,69	933,28	741,77	273,00
	C [t/ha]	x	19,58	5,65	10,98	23,77	16,62	19,45	23,46	19,63	11,03	22,66	17,76	4,40
		med	17,11	1,21	11,16	20,90	17,19	13,39	22,46	10,89	5,57	17,26	13,21	4,14
		min	0,80	0,00	0,00	1,04	0,00	0,00	0,68	0,55	2,23	3,52	0,00	0,00
		max	51,76	28,60	32,40	64,08	39,20	91,79	97,51	58,31	33,19	110,39	96,70	10,55
		n	8,86	8,74	10,95	12,15	12,65	22,16	15,46	18,31	12,05	17,02	18,35	4,22
P [kg/ha]	x	149,18	125,88	396,45	107,31	260,07	278,15	164,10	246,57	185,58	177,52	295,32	642,95	
	med	148,76	75,02	375,82	110,15	202,19	284,80	133,73	252,73	140,79	146,39	236,85	817,67	
	min	11,34	2,55	250,55	9,22	128,27	43,18	58,32	105,80	85,50	97,11	77,20	293,50	
	max	293,66	300,07	521,56	248,73	626,13	547,71	472,50	368,14	375,24	438,68	1145,74	817,67	
	n	68,24	155,14	122,50	65,62	138,53	169,26	103,04	97,23	129,18	88,29	209,08	302,63	
königswasserlösliche Vorräte	Ca [kg/ha]	x	4836,04	1714,58	24327,81	1359,21	1427,94	72484,48	950,52	381,33	2036,20	3325,38	1758,22	1003,71
		med	4092,35	696,78	27931,61	1117,93	876,04	4991,65	665,58	437,36	1133,24	2093,98	869,61	810,72
		min	391,64	36,50	4122,59	59,84	138,49	1130,28	30,23	104,73	480,04	791,99	161,71	810,72
		max	11973,83	5428,26	35481,90	3914,26	5768,45	624612,38	1877,37	675,42	5398,27	9757,44	16127,86	1389,68
		n	2903,77	2552,85	13253,61	782,83	1416,03	178716,80	694,24	223,90	2322,79	2319,98	3143,27	334,26
	Mg [kg/ha]	x	3553,02	5459,73	69404,86	1539,86	4086,65	13715,17	1230,11	2065,83	5729,04	2807,14	4006,35	4774,71
		med	3659,77	2204,53	84075,59	1456,10	3672,20	12892,73	1037,17	1586,43	4186,42	2246,84	2801,21	6092,05
		min	284,73	68,79	13906,61	140,22	1094,19	4769,29	614,07	1157,48	2395,13	952,00	1664,47	2140,03
		max	8146,74	17361,06	96495,85	3320,90	10332,59	30932,19	4129,35	3339,52	12148,18	7886,84	23111,53	6092,05
		n	1780,44	8185,75	35147,80	629,06	2702,64	8217,45	721,58	959,84	4463,75	1865,34	4079,41	2281,70
K [kg/ha]	x	1676,74	1853,51	8671,52	1341,12	7603,03	17910,96	1685,69	3605,12	13020,36	2879,45	5771,78	16465,55	
	med	1487,81	756,74	5797,94	1099,81	5373,06	13646,89	1090,72	3171,67	12733,78	2040,97	5316,21	22295,05	
	min	257,91	51,12	3865,30	129,56	898,19	2282,95	808,15	2388,36	7529,01	1032,11	2071,61	4806,56	
	max	5605,18	5849,42	14167,31	5367,33	25555,21	58344,84	9965,56	4790,63	19084,85	10962,47	28103,90	22295,05	
	n	909,75	2745,75	4973,30	698,20	7725,43	15598,93	1788,93	1112,00	5435,23	2853,44	4866,15	10096,98	
Pb [kg/ha]	x	262,79	378,06	676,60	187,48	285,73	722,50	146,68	184,19	221,75	76,15	58,61	144,47	
	med	200,95	226,58	554,26	146,65	160,05	833,35	131,33	194,81	130,26	53,84	41,22	199,04	
	min	7,09	1,28	369,51	18,68	19,27	25,64	63,83	79,45	82,79	34,84	3,73	35,34	
	max	755,81	906,31	979,97	367,44	1196,97	1288,32	318,14	257,68	543,69	257,04	175,50	199,04	
	n	258,43	471,15	284,95	80,59	341,03	414,63	64,16	74,00	215,88	63,86	42,44	94,51	
Zn [kg/ha]	x	1394,77	716,80	4742,63	873,17	2118,16	4846,24	639,73	1040,61	1818,33	831,28	835,80		

Tab. A 79: *Elastizitäts- und Stabilitätsparameter im Sickerwasser der Standorttypen (pH-Werte, Anteil von Ca-, Mg-, Al- und H-Ionen in [%], Ca/Al- und Ca/H-Verhältnisse, NO₃-N- und SO₄-S in [mg/l] sowie NO₃/Cl- und SO₄/Cl-Verhältnisse)*

		Kalk-Buchenwald		Moder-Buchenwald		Schlagflur		Vorwald	
		Tiefenstuf [cm]		Tiefenstuf [cm]		Tiefenstuf [cm]		Tiefenstuf [cm]	
		0-30	>30	0-30	>30	0-30	>30	0-30	>30
pH	x	7,45	7,79	6,02	7,02	5,63	5,98	7,39	7,51
	med	7,49	7,75	6,10	7,53	5,50	5,73	7,53	7,56
	min	6,23	7,19	4,02	4,91	4,41	4,46	6,01	6,63
	max	8,08	8,40	7,92	8,32	6,99	7,74	8,02	8,03
	s	0,39	0,30	1,12	1,00	0,59	1,19	0,47	0,30
	n	69	22	100	73	56	26	47	67
X ⁺ _{Ca} [%]	x	51,40	46,83	38,11	47,22	43,42	35,93	60,39	67,59
	med	46,05	49,67	41,63	45,95	42,50	21,06	53,42	61,94
	min	37,05	0,00	8,25	0,00	19,66	11,03	0,00	37,83
	max	88,79	55,74	61,81	80,17	67,80	72,04	92,21	93,69
	s	12,13	11,43	10,74	11,79	13,88	23,75	23,67	23,56
	n	64	20	92	66	54	23	45	61
X ⁺ _{Mg} [%]	x	41,94	47,19	36,30	39,82	13,50	11,72	34,26	29,32
	med	49,54	46,47	36,10	41,64	13,44	12,30	38,79	33,42
	min	7,88	41,79	10,28	16,25	8,67	7,70	5,90	4,99
	max	59,26	53,55	59,37	53,39	18,37	15,49	83,38	58,77
	s	16,15	3,08	9,26	10,13	2,61	2,02	21,99	22,72
	n	64	19	92	66	54	23	45	61
X ⁺ _{Al} [%]	x	0,01	0,00	7,43	1,69	10,57	6,39	0,00	0,00
	med	0,00	0,00	4,74	0,00	9,98	0,00	0,00	0,00
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	max	0,73	0,00	29,53	12,28	27,63	31,09	0,00	0,00
	s	0,09	0,00	8,57	3,31	10,83	11,43	0,00	0,00
	n	74	30	99	72	55	28	49	75
X ⁺ _H [%]	x	0,01	0,00	1,16	0,08	1,44	2,62	0,01	0,00
	med	0,00	0,00	0,10	0,00	0,72	0,26	0,00	0,00
	min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
	max	0,15	0,00	8,32	1,17	16,93	17,09	0,14	0,01
	s	0,02	0,00	2,16	0,19	2,54	4,04	0,03	0,00
	n	64	19	92	66	54	23	45	61
Ca/Al	x	-	-	7,58	9,97	3,24	0,88	-	-
	med	-	-	6,16	10,15	2,54	0,84	-	-
	min	-	-	0,75	4,53	1,19	0,54	-	-
	max	-	-	21,42	16,58	15,34	1,35	-	-
	s	-	-	5,82	3,62	2,79	0,32	-	-
	n	0	0	66	18	30	7	0	0
Ca/H	x	-	-	5761,41	34624,10	106,37	980,35	-	-
	med	-	-	189,21	23507,07	25,38	36,10	-	-
	min	-	-	1,02	14,83	1,25	0,52	-	-
	max	-	-	74294,27	219459,50	1277,63	5879,32	-	-
	s	-	-	13666,62	41514,16	216,25	1632,08	-	-
	n	0	0	95	68	55	23	0	0
NO ₃ [mg/l]	x	5,56	15,26	6,53	5,90	3,33	3,33	3,29	3,65
	med	3,86	7,91	4,89	3,73	3,38	3,40	2,66	3,26
	min	0,66	1,97	0,48	0,04	0,01	0,42	0,47	1,10
	max	35,61	68,86	26,15	31,54	6,65	5,68	11,92	13,91
	s	6,74	21,93	5,48	6,90	1,54	1,62	2,53	2,44
	n	51	15	81	59	48	17	37	53
SO ₄ [mg/l]	x	-	-	45,90	22,79	38,46	16,74	48,69	21,80
	med	-	-	23,41	20,37	29,32	17,37	21,40	20,99
	min	-	-	3,53	12,95	0,00	1,17	4,03	0,88
	max	-	-	187,20	36,70	98,11	28,05	202,09	38,70
	s	-	-	50,64	6,77	31,47	6,20	55,83	7,14
	n	0	0	28	18	23	14	15	28
NO ₃ /Cl	x	-	-	0,71	0,82	0,39	0,33	0,82	0,80
	med	-	-	0,54	0,52	0,35	0,28	0,52	0,54
	min	-	-	0,28	0,23	0,00	0,08	0,14	0,06
	max	-	-	1,72	2,71	1,15	0,79	3,33	3,49
	s	-	-	0,40	0,71	0,24	0,23	0,89	0,77
	n	0	0	31	15	24	13	14	26
SO ₄ /Cl	x	-	-	5,99	3,69	7,20	2,58	13,20	6,51
	med	-	-	2,43	2,89	5,17	2,49	7,61	4,94
	min	-	-	0,25	0,78	0,00	0,36	0,49	0,06
	max	-	-	22,87	10,10	23,84	5,76	44,35	18,49
	s	-	-	6,72	2,50	7,29	1,45	14,52	5,57
	n	0	0	26	16	22	14	14	26

Tab. A 80: Charakterisierung von Waldökosystemen im Bilanzfallstudienvergleich

Ort	Bergisch Gladbacher Kalkmulde				Göttinger Wald	Harste	Solling	Siggen	Siggen
	Kalk-Buchenwald	Moder-Buchenwald	Schlagflur	Vorwald					
Baumart	Buche	Buche	Jungbuchen- u. Eschen, Schlagflurarten	Jungbuchen und Eschen-Vorwald	Buche	Buche	Buche	Buchen mit Eichen und Eschen Buche Melico-Fagetum	
Alter (Jahre) oder Baumhöhe (m)	115-160	115-160	6	12	110	95	135	25m	26m
Ausgangsgestein	Plattenkalke (m-Devon)	Schwemmlöß über Plattenkalke (m-Devon)	Schwemmlöß über Plattenkalke (m-Devon)	Schwemmlöß über Plattenkalke (m-Devon).	mu-Kalkstein	Löß über m-Kalkstein	Löß über sm-Sandstein	Geschiebemergel über Vorschüttsanden	Geschiebemergel
Bodentyp	Braunerde-Rendzinen, Braunerden	podsolige Parabraunerden u. Parabraunerden	podsolige Parabraunerden u. Parabraunerden	Parabraunerden	Rendzina-Terra fusca	Parabraunerde	podsolige Braunerde	Parabraunerde	Parabraunerde-Pseudogley
Pufferbereich									
A-Horizont	Silikat bis Carbonat	Aust. bis Al	Al	Silikat	Aust. Carbonat	Aust.	Al/Fe	Aust.	Aust.
B-Horizont	Carbonat	Aust. bis Al	Aust. bis Al	Aust. bis Silikat		Aust.	Al	Aust.	Aust.
Austauschbare Ca+Mg-Vorräte in 0 - 50 cm [kmol/ha]	587	261	95	162	1100	200	9	153	564
Kumulative Säuredeposition in [kmol/ha]	130*-260^	130*-260^	130*-260^	130*-260^	120	120	150	80	70
Quelle	Eigene Erhebungen				MEIWES & BEESE (1988)	CASSENS-SASSE (1987)	MATZNER (1988) ELLENBERG et al. (1986)	BLUME, SCHIMMING & ZINGK (1989)	

* kumulierte Säuremenge berechnet auf der Grundlage der Niederschlagsdeposition von $1 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ seit 1860

^ kumulierte Säuremenge berechnet auf der Grundlage der Gesamtdosition von $2,14 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ seit 1860

Tab. A 81: Niederschlagsdeposition (ND), Gesamtdosition (GD), Bestandesniederschlag (BN), Anreicherungs-faktoren (AF=BN/ND) und Sickerwasseroutput (SO) von Wasser (in L/m^2) und Ionen (in $kmol \text{ IÄ } ha^{-1} a^{-1}$), AZ [%]=Aziditätsgrad = $(M_a * 100) / (M_a + M_b)$, Quellen in Tab. A 80

		H ₂ O	pH	Na	K	Mg	Ca	M _b	H	Mn	Al	Fe	NH ₄	M _a	Az [%]	SO ₄	Cl	NO ₃	SO ₄ /Cl	NO ₃ /Cl	H ⁺ -Pufferung	
		[kg/ha*a]																			[%]	
Buche Löß/Kalk	ND	1038	4,95	7,27	3,18	1,79	9,30	21,54	0,13	0,17	-	-	12,84	13,14	38	4,27	17,01	17,96				
Bergisch Gladbacher Kalkmulde (1996-97)	GD			13,51	4,81	2,71	14,08	35,11	0,41	0,15	-	-	24,26	24,82	41	9,93	36,37	35,23	0,27	0,97	71,00	
	BN	631	5,46	13,52	22,05	4,66	16,26	56,49	0,02	0,36	-	-	20,95	21,33	27	9,92	36,37	26,15				
	AF			1,86	6,93	2,60	1,75	2,62	0,16	2,11	-	-	1,63	1,62		2,32	2,14	1,46				
		H ₂ O	pH	Na	K	Mg	Ca	M _b	H	Mn	Al	Fe	NH ₄	M _a	Az [%]	SO ₄	Cl	NO ₃	SO ₄ /Cl	NO ₃ /Cl	H ⁺ -Pufferung	
		[kmol IÄ/ha*a]																			[%]	
Buche Löß/Kalk	ND	1038	4,95	0,32	0,08	0,15	0,46	1,01	0,13	0,006	-	-	0,71	0,85	46	0,09	0,48	0,29				
Bergisch Gladbacher Kalkmulde (1996-97)	GD			0,59	0,12	0,22	0,70	1,64	0,41	0,005	-	-	1,35	1,77	52	0,21	1,03	0,57	0,20	0,55	71,00	
	BN	631	5,46	0,59	0,56	0,38	0,81	2,35	0,02	0,013	-	-	1,16	1,20	34	0,21	1,03	0,42				
	AF			1,86	6,93	2,60	1,75	2,33	0,16	2,11	-	-	1,63	1,41		2,32	2,14	1,46				
	40cm SO		7,82																			
Buche Kalk	ND	812	4,37	0,28	0,11	0,12	0,62	1,13	0,35	0,01	0,1	0,01	0,58	1,05	48	1,11	0,34	0,52				
Göttinger Wald (1981-83)	GD			0,42	0,16	0,18	0,89	1,65	1,31	0,01	0,1	0,01	0,94	2,37	59	2,42	0,7	0,85	3,46	1,21	58	
	BN	695	4,08	0,42	0,65	0,32	1,37	2,76	0,55	0,01	0,1	0,01	0,94	1,61	37	2,42	0,7	0,85				
	AF			1,50	5,91	2,67	2,21	2,44	1,57	1,00	1,00	1,00	1,62	1,53		2,18	2,06	1,63				
	100cm SO	400	7,8	0,51	0,04	0,33	12	12,88	0	0	0	0	0,01	0,01	-	1,7	0,55	1,2	3,09	2,18		
Buche Löß/Kalk	ND	607	4,25	0,23	0,06	0,1	0,51	0,90	0,34	0,01	0,11	0,01	0,45	0,92	51	0,81	0,29	0,4				
Bovenden (Abt. 78), Harste (1981-85)	GD			0,29	0,09	0,14	0,73	1,25	1,33	0,02	0,17	0,01	0,89	2,42	66	1,96	0,53	0,67	3,70	1,26	69	
	BN	432	4,02	0,29	0,46	0,27	1,16	2,18	0,41	0,29	0,15	0,02	0,89	1,76	45	1,96	0,53	0,67				
	AF			1,26	7,67	2,70	2,27	2,42	1,21	29,00	1,36	2,00	1,98	1,91		2,42	1,83	1,68				
	40cm SO	225	4,45	0,32	0,05	0,32	1,9	2,59	0,08	0,06	0,29	0	0,01	0,44	15	1,5	0,45	0,9	3,33	2,00		
Buche B1	ND	1032	4,1	0,34	0,09	0,14	0,49	1,06	0,82	0,01	0,13	0,03	0,85	1,84	63	1,45	0,47	0,62				
Solling, Neuhaus Abt. 51 (1969-85)	GD			0,61	0,17	0,24	0,86	1,88	2	0,03	0,23	0,05	0,96	3,27	63	3,13	0,92	0,82	3,40	0,89	33	
	BN	870	3,81	0,61	0,71	0,33	1,21	2,86	1,24	0,14	0,18	0,04	0,96	2,56	47	3,13	0,92	0,82				
	AF			1,79	7,89	2,36	2,47	2,70	1,51	14,00	1,38	1,33	1,13	1,39		2,16	1,96	1,32				
	90 cm SO	578	4,09	0,52	0,09	0,26	0,47	1,34	0,47	0,18	1,96	0	0,01	2,62	66	2,55	0,8	0,11	3,19	0,14		
Buche/Eiche	ND	532	4,45	0,37	0,15	0,14	0,22	0,88	0,19	0	0,03	0,01	0,76	0,99	53	0,66	0,6	0,33				
Siggen (1984-85)	GD			0,95	0,15	0,26	0,22	1,58	0,71	0	0,03	0,01	0,79	1,54	49	1,18	1,47	0,54	0,80	0,37	73	
	BN	369	4,42	0,95	0,34	0,41	0,48	2,18	0,14	0,09	0,08	0,01	0,79	1,11	34	1,18	1,47	0,54				
	AF			2,57	2,27	2,93	2,18	2,48	0,74	-	2,67	1,00	1,04	1,12		1,79	2,45	1,64				
	120 cm SO	87	7,4	1,33	0,08	0,45	7,4	9,26	0	0,02	0,04	0	0	0,06	-	1,04	0,71	3,41	1,46	4,80		
Buche/Eiche	ND	532	4,45	0,37	0,15	0,14	0,22	0,88	0,19	0	0,03	0,01	0,76	0,99	53	0,66	0,6	0,33				
Siggen Parabraunerde-Pseudogley (1984-85)	GD			0,89	0,15	0,22	0,22	1,48	0,53	0	0,03	0,01	0,79	1,36	48	1	1,86	0,5	0,54	0,27	64	
	BN	483	4,63	0,89	0,39	0,37	0,59	2,24	0,18	0,03	0,09	0,01	0,89	1,20	35	1	1,86	0,5				
	AF			2,41	2,60	2,64	2,68	2,55	0,95	-	3,00	1,00	1,17	1,21		1,52	3,10	1,52				
	120 cm SO	108	7,8	3,25	0,03	1,08	4,98	9,34	0	0	0,03	0,02	0,01	0,06	-	2,42	2,77	0,46	0,87	0,17		

Abb. A 1: Tiefenfunktion des Jahresgangs der Nitrat-N-Gehalte im Sickerwasser der Standorttypen von Juni 1996 bis Juni 1997 und Grenzkonzentration (3 mg Nmin/l) des Stickstoffvorratsabbau

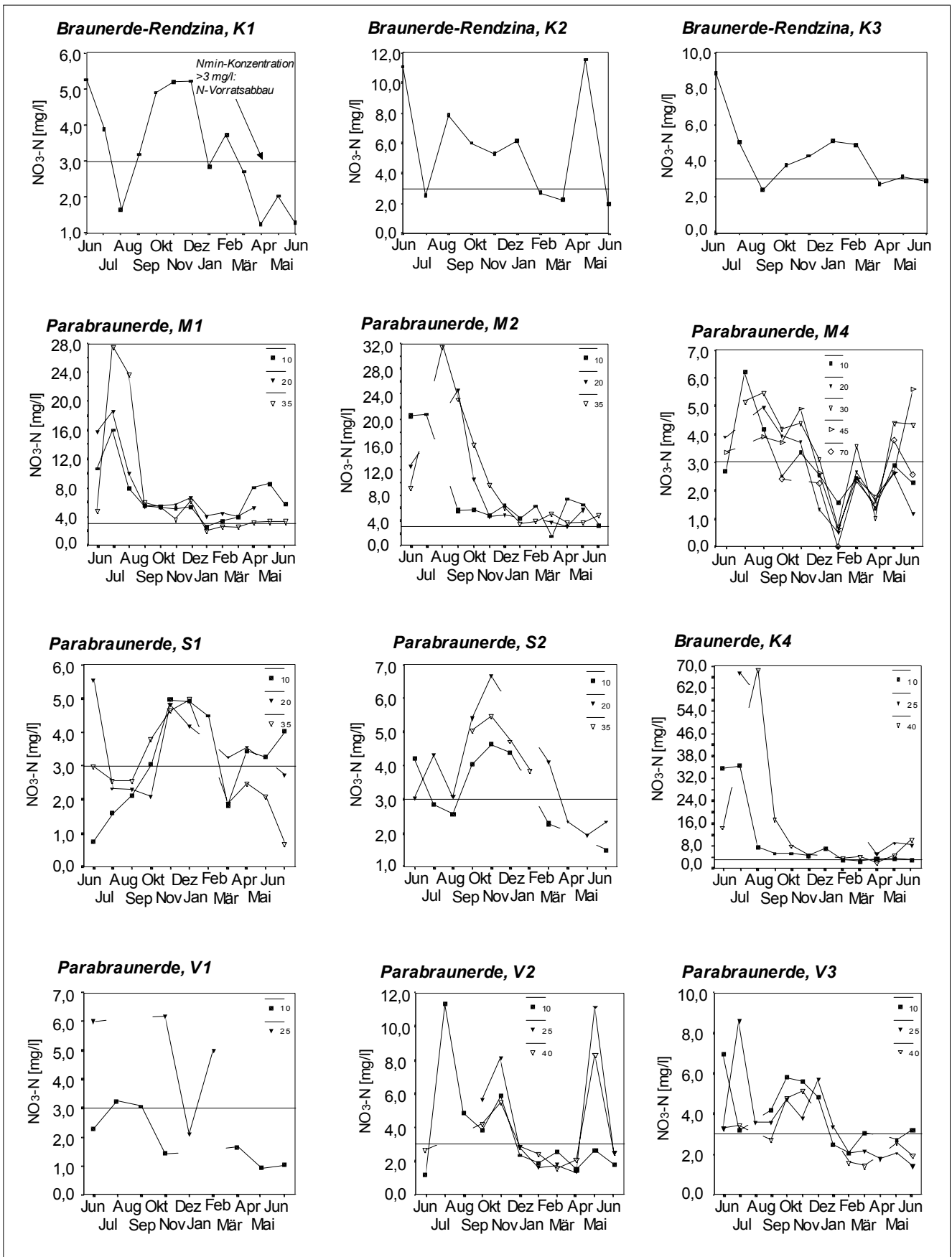
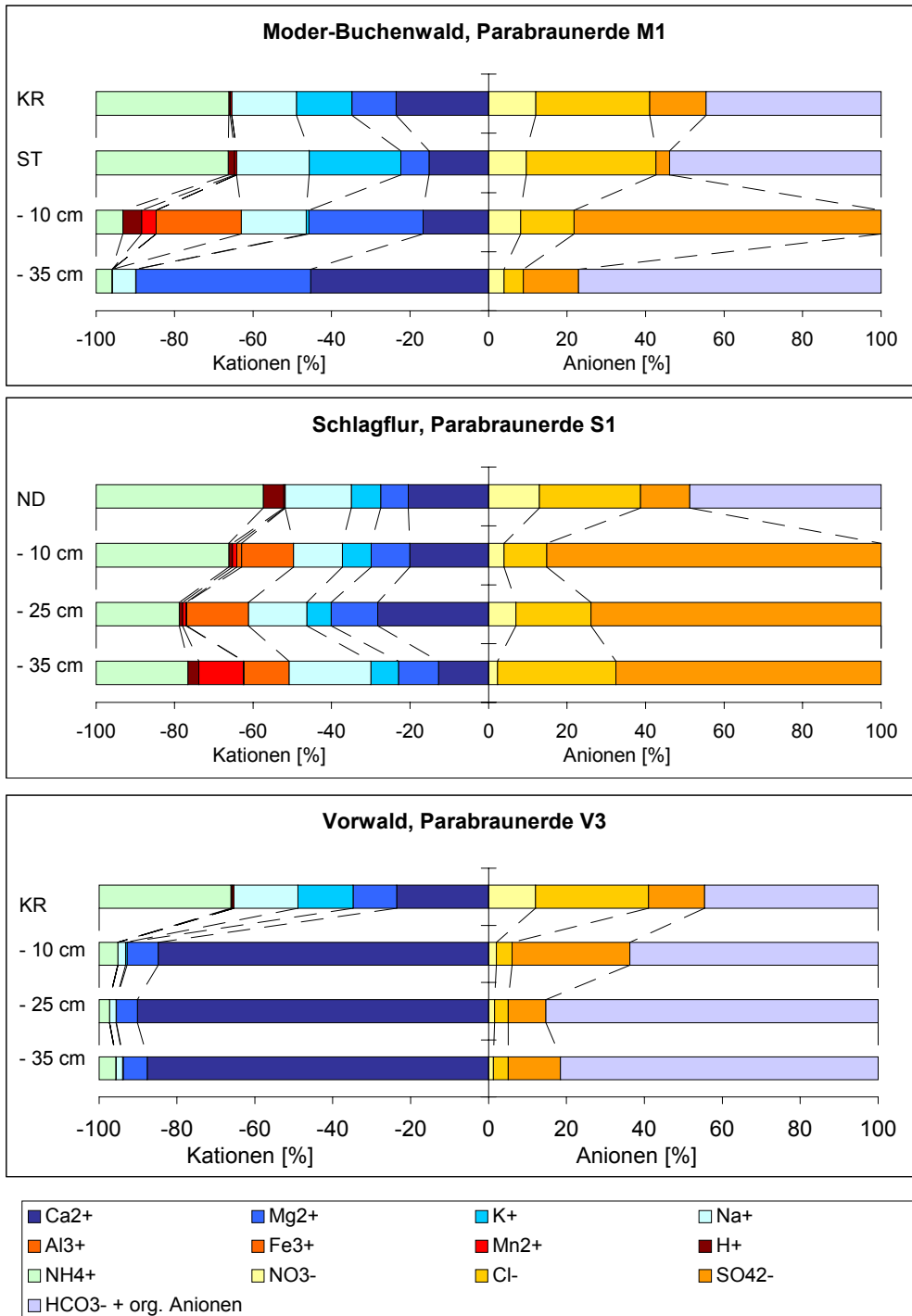


Abb. A 2: Mittlerer prozentualer Anteil äquivalente Ionenkonzentrationen beim Lösungstransport im Bestandesniederschlag und Sickerwasser der Böden der Standortstypen im Untersuchungszeitraum Juni 1996 bis Juli 1997 ($\text{HCO}_3^- + \text{org. Anionen} = \text{Kationensumme} \text{ minus } (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl} + \text{NO}_3^-)$)



13 Nachwort

An dieser Stelle sei allen Personen herzlich gedankt, die durch Diskussionsbeiträge, Anregungen und praktische Hilfestellungen, insb. bei der Laborarbeit, zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt:

Herrn Prof. Dr. D. J. Werner zur Überlassung des Themas und Gewährung des Freiraumes bei den Forschungsarbeiten.

Herrn Dekan Prof. Dr. U. Radtke, für die Bereitschaft, trotz zahlreicher Verpflichtungen das Koreferat zu übernehmen und für die Bereitstellung von Laboreinrichtungen, die einen Teil der Analysen ermöglicht haben.

Herrn Dr. Christoph Wallossek, für seine konstruktive Kritik und Begleitung während der Entstehung dieser Arbeit.

Herrn Manfred Thönnessen für die gute und erfolgreiche Zusammenarbeit im Labor.

Herrn Axel Wirowski, Herrn Martin Spies und Frau Verena Berberich, die im Rahmen ihrer Diplomarbeiten an einem Teil der Datenerfassung und –auswertung mitwirkten.

Herrn Rolf Kutz, Herrn Matthias Plath und Herrn Stefan Wisniewski für die Unterstützung im Labor und bei der Literaturrecherche.

Herrn Jürgen Kubelke für die sorgfältige Reinzeichnung von verschiedenen Karten und Abbildungen.

Meiner Frau Birgit und meinen Söhnen Robin und Philip, ohne deren Verständnis und Unterstützung diese Arbeit nie zustande gekommen wäre.

Meinen Eltern und Schwiegereltern, die mir durch Kinderbetreuung oft den nötigen Freiraum geschaffen haben.

Lebenslauf

- Persönliche Daten:** Thomas Mallmann, Wiener Weg 4, 50858 Köln
geboren am 24. Mai 1962 in Koblenz
Familienstand: verheiratet, zwei Kinder
- Schulbesuch:** Aug. 1968 - Juni 1973: Grundschule Koblenz-Lützel
Aug. 1973 - Juni 1978: Hauptschule 2 Koblenz-Metternich
Aug. 1978 - Dez. 1980: Staatl. Aufbaugymnasium in Boppard
Jan. 1981 - Juni 1982: Staatl. Gymnasium auf dem Asterstein in Koblenz, Abitur
- Außeruniversitäre Tätigkeit:** Juli 1982 - Aug. 1986: Bundeswehr
- Studium:** WS 86/87 bis WS 88/89: Grundstudium Geographie (Nebenfächer: Botanik u. Geologie), Zwischenprüfung: 24.8.1989 an der Universität zu Köln
WS 89/90 bis WS 93/94: Hauptstudium Geographie (Nebenfächer: Botanik u. Bodenkunde), Diplomprüfung: 24.2.1994 an der Universität zu Köln
Diplomarbeit: „Nährstoffversorgung eines Hangbuchenwaldes und benachbarter Windwurfflächen unterschiedlichen Alters im Strunde-Tal (Bergisch Gladbach).“
- Berufspraktikum:** 15.02. - 01.08.1989: Landschaftsverband Rheinland
- Studienbegleitende Tätigkeiten:** 23.05.1990 - 30.04.93: Studentische Hilfskraft am Geographischen Institut
09.1989 - 09.1992: Computer-Techniker bei der ProSoft W. Bauer GmbH, Köln
11.1989 - 12.1994: Biotopkartierungen im Auftrag der Stadt Köln
1.8.1993 - 31.12.1994: Studentische Hilfskraft bei der AEW-Plan GmbH, Köln
- Hochschultätigkeit:** 6.2.1995 – 5.2.2000: Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Geographischen Institut der Universität zu Köln

Erklärung

Ich versichere, daß ich die von mir vorgelegte Dissertation selbständig angefertigt, die benutzten Quellen und Hilfsmittel vollständig angegeben und die Stellen der Arbeit – einschließlich Tabellen, Karten und Abbildungen-, die anderen Werken im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, in jedem Einzelfall als Entlehnung kenntlich gemacht habe; daß diese Dissertation noch keiner anderen Fakultät oder Universität zur Prüfung vorgelegen hat; daß sie – abgesehen von unten aufgeführten Teilpublikationen – noch nicht veröffentlicht worden ist sowie, daß ich eine solche Veröffentlichung vor Abschluß des Promotionsverfahrens nicht vornehmen werde.

Die Bestimmungen dieser Promotionsordnung sind mir bekannt. Die von mir vorgelegte Dissertation ist von Prof. Dr. D. J. Werner betreut worden.

Köln, den

Teilpublikation:

MALLMANN, TH. (1999): Bodenchemische Standortcharakterisierung zur Beurteilung des Stabilitätszustandes von Waldökosystemen in der Bergisch Gladbacher Kalkmulde.- Gesellschaft für Ökologie, **29**: 97 – 102.