

Beziehungen zwischen dem Bodenwasserhaushalt und der Stickstoffdynamik von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der
Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.) vorgelegt an der
Fakultät XVII Geowissenschaften
der Ruhr-Universität Bochum

Arndt von Itter

Angefertigt unter Betreuung von
Prof. Dr. H. Zepp
Prof. Dr. B. Marschner

Bochum, Dezember 2000

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	1
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	4
TABELLENVERZEICHNIS.....	7
1 EINLEITUNG	8
1.1 Problemstellung	8
1.2 Stand der Forschung	10
1.2.1 Prozesse des Stickstoffumsatzes im Boden und funktionale Kompartimentierung des Bodenstickstoffs	10
1.2.2 Bodenwasserhaushalt von Stauwasserböden als Einflußgrößen des Stickstoffumsatzes im Boden	13
1.2.2.1 Zum Bodenwasserhaushalt und zur Feuchtedynamik von Pseudogleyen....	14
1.2.2.2 Beeinflussung des Stickstoffumsatzes in Pseudogleyen durch Bodenwasserhaushalt und Feuchtedynamik	16
1.3 Zielsetzung und Konzeption der eigenen Untersuchungen	17
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET	23
2.1 Allgemeiner Überblick.....	23
2.2 Untersuchungsstandorte und -flächen	27
2.2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte und -flächen	27
2.2.2 Untersuchungsstandorte „Auen“ und „Schornbusch“	28
2.2.2.1 Standorttyp I: „Auen“	28
2.2.2.2 Standorttyp II: „Schornbusch“	29
2.2.3 Bodenhydrologische Substratkennzeichnung.....	33
2.2.4 Bewirtschaftungs- und Düngungsmaßnahmen	42
3 UNTERSUCHUNGSMETHODEN	43
3.1 Bodenphysikalische Untersuchungen	43
3.2 Meteorologische und bodenhydrologische Meßreihen	43
3.3 Bodenchemische Meßreihen und Probennahme	46
3.4 Bodensäulenexperimente.....	49
3.5 Simulation des Bodenwasserhaushaltes	50

4	ERGEBNISSE DER GELÄNDEERHEBUNGEN	51
4.1	Witterungsverlauf.....	51
4.2	Bodenwasserhaushalt	54
4.2.1	Der zeitliche Gang der Saugspannungen	54
4.2.2	Messung des Stauwasserstandes.....	59
4.2.3	Bodenwassergehalte.....	62
4.3	Tracerexperimente	65
4.3.1	Ergebnisse der Tracerexperimente.....	65
4.3.2	Plausibilitätskontrolle der Tracerexperimente.....	75
4.4	Stickstoff- und DOC-Dynamik.....	77
4.4.1	Darstellung der Ergebnisse.....	77
4.4.2	Ergebnisse der Saugkerzenuntersuchungen	78
4.4.3	Ergebnisse der Bodenfeststoffphasenuntersuchungen	88
4.5	Redoxpotentialmessungen	102
4.5.1	Datengrundlage, Bewertung und Darstellung der Ergebnisse.....	102
4.5.2	Ergebnisse der Redoxpotentialmessungen	103
4.6	Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch	110
5	ERGEBNISSE DER BODENSÄULENEXPERIMENTE	119
6	BILANZIERUNGEN	127
6.1	Bilanzierung des Bodenwasserhaushaltes der Standorte „Auen“ und „Schornbusch“	127
6.2	Bilanzierung der Wechselfeuchte-Häufigkeiten und –Intensitäten	133
6.2.1	Definition für Wechselfeuchte.....	133
6.2.2	Wechselfeuchte-Häufigkeiten und –Intensitäten der Standorte im Vergleich ...	134
6.3	Einfluß der Dränagen auf die Wasserbilanz und den Stickstoffaustrag	135
6.3.1	Dränagenabfluß des Einzugsgebietes „Schornbusch“	135
6.3.2	Nachweis des präferentiellen Flusses über Dränagenabflußspitzen	136
6.3.3	Stoffausträge am Standort „Schornbusch“ über die Dränagen.....	140
6.4	Stickstoffbilanzen der Standorte „Auen“ und „Schornbusch“.....	143
6.4.1	Datenbasis und Berechnung der Stickstoffbilanzen	143
6.4.2	Schätzung der Denitrifikationsraten über eine multiple Regression	145
6.4.3	Ergebnisse der Stickstoffbilanzen der Standorte „Auen“ und „Schornbusch“ ..	148
6.4.4	Abschätzung der Denitrifikationsleistungen des Stauwasserleiters bzw. -körpers an den Standorten „Auen“ und „Schornbusch“	153
6.5	Abfluß-, Stickstoff- und DOC-Dynamik des angrenzenden Vorfluters „Eschbach“	156

7	ZUSAMMENFASSENDER DISKUSSION DER ERGEBNISSE	161
7.1	Beziehungen zwischen der Bodenwasserhaushaltsdynamik und dem Stickstoffumsatz auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen	161
7.2	Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch.	168
7.3	Wirtschaftliche Bedeutung der Denitrifikationsverluste und mögliche Gegenmaßnahmen	170
8	AUSBLICK.....	171
8.1	Entwurf eines einfachen Schätzverfahrens zur qualitativen Abschätzung der Denitrifikationsleistung	171
8.2	Schlußbemerkungen	175
	ZUSAMMENFASSUNG	177
	LITERATURVERZEICHNIS.....	182
	ANHANG	193

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Stickstoffkreislauf mit Kreislauf zwischen Atmosphäre und Boden bzw. im Boden (stark vereinfacht aus GISI et al. 1997)	10
Abb. 1-2: Übersicht zur Konzeption der Untersuchungen	19
Abb. 2-1: Lage und vereinfachte Geologische Karte des Untersuchungsgebietes (aus FUCHS 1910)	23
Abb. 2-2: Lage der Untersuchungsstandorte Auen (A) und Schornbusch (S) (unter Verwendung von ZEPP & STEIN 1991)	28
Abb. 2-3: Schematische Darstellung der periglazialen Deckschichten am Standort Schornbusch	32
Abb. 2-4: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Auen für ausgewählte Horizonte	34
Abb. 2-5: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Auen für ausgewählte Horizonte	34
Abb. 2-6: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Oberhang) für ausgewählte Horizonte	35
Abb. 2-7: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Oberhang) für ausgewählte Horizonte	36
Abb. 2-8: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Mittelhang) für ausgewählte Horizonte	37
Abb. 2-9: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Mittelhang) für ausgewählte Horizonte	37
Abb. 2-10: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Unterhang) für ausgewählte Horizonte	38
Abb. 2-11: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Unterhang) für ausgewählte Horizonte	39
Abb. 2-12: Variationsbreite der pF-Kurven am Standort Auen und Schornbusch (Teilfläche Ober- und Unterhang)	40
Abb. 2-13: Variationsbreite der k_u -Funktionen am Standort Auen und Schornbusch (Teilfläche Ober- und Unterhang)	41
Abb. 3-1: Aufbau der Bodensäulen für die Bodensäulenexperimente	49
Abb. 4-1: Niederschläge der Klimastation Schornbusch im Vergleich zum langjährigen mittleren Niederschlag (DWD Klimastation Rheinbach)	52
Abb. 4-2: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Auen	55
Abb. 4-3: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Schornbusch (Teilfläche Oberhang)	56
Abb. 4-4: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Schornbusch (Teilfläche Mittelhang)	57
Abb. 4-5: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Schornbusch (Teilfläche Unterhang)	59
Abb. 4-6: Stauwasserstände am Standort Schornbusch von April 1997 bis Juni 1998	60
Abb. 4-7: Vergleich der Wassergehaltsänderungen der Standorte Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont (10 cm Tiefe) und Stauwasserbereich (70 cm Tiefe)	63
Abb. 4-8: Bromid-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch (Teilfläche Oberhang). Die prozentualen Angaben beziehen sich auf die im Dezember 1996 applizierte Menge	66
Abb. 4-9: Tracerkonzentration in der Bodenlösung am Standort Schornbusch an der Teilfläche Oberhang	71

Abb. 4-10: Tracerkonzentration in der Bodenlösung am Standort Schornbusch an der Teilfläche Mittelhang.....	72
Abb. 4-11: Tracerkonzentration in der Bodenlösung am Standort Schornbusch an der Teilfläche Unterhang.	73
Abb. 4-12: Aufsichtsskizze zur Lage der Meßparzellen und des Haupttracerweges am Standort Schornbusch.	76
Abb. 4-13: Box-Whisker-Plot.....	77
Abb. 4-14: Analyse der Häufigkeitsverteilung(Box-Whisker-Plots) der Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und Schornbusch.	79
Abb. 4-15: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und Schornbusch.	82
Abb. 4-16: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und Schornbusch.	83
Abb. 4-17: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Nitrat-N-Gehalte in der Bodenfeststoffphase an den Standorten Auen und Schornbusch.	89
Abb. 4-18: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Ammonium-N-Gehalte in der Bodenfeststoffphase an den Standorten Auen und Schornbusch....	90
Abb. 4-19: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der DOC-Gehalte in der Bodenfeststoffphase an den Standorten Auen und Schornbusch.	91
Abb. 4-20: Zeitlicher Gang der Nitrat-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.	96
Abb. 4-21: Zeitlicher Gang der Nitrat-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.	97
Abb. 4-22: Zeitlicher Gang der Ammonium-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.	98
Abb. 4-23: Zeitlicher Gang der Ammonium-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.	99
Abb. 4-24: Zeitlicher Gang der DOC-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.	100
Abb. 4-25: Zeitlicher Gang der DOC-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.	101
Abb. 4-26: Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch (Teilfläche Oberhang).	106
Abb. 4-27: Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch (Teilfläche Unterhang).	107
Abb. 4-28: Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch.	111
Abb. 4-29: Bodenwasserhaushaltsdynamik (Saugspannungswerte in hPa) Herbst/Winter 1996 an den Standorten Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont und Stauwasserbereich.....	113
Abb. 4-30: Bodenwasserhaushaltsdynamik (Saugspannungswerte in hPa) Winter/Frühjahr 1997 an den Standorten Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont und Stauwasserbereich.....	114
Abb. 4-31: Bodenwasserhaushaltsdynamik (Saugspannungswerte in hPa) Frühjahr/Sommer 1997 an den Standorten Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont und Stauwasserbereich.....	115
Abb. 4-32: Jahresverläufe des Gehaltes an mikrobieller Biomasse (N_{mik}), des C/N-Verhältnisses und der DOC-Gehalte an den Teilfläche Ober- und Unterhang (nach TRIMBORN 2001).	117
Abb. 5-1: Mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente.	121
Abb. 5-2: Mittlere DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente.	121
Abb. 5-3: $\text{CO}_2\text{-}$, N_2O -Emissionen und Saugspannungswerte während der Bodensäulenexperimente.	124

Abb. 6-1: Simulierte und gemessene Wassergehalte des Standortes Auen und der Teilflächen des Stand-ortes Schornbusch (Ap-Horizont < 40 cm Tiefe).	128
Abb. 6-2: Simulierte und gemessene Wassergehalte des Standortes Auen und der Teilflächen des Stand-ortes Schornbusch (Stauwasserbereich > 40 cm Tiefe).	129
Abb. 6-3: Häufigkeit und Intensität der Wechselfeuchte getrennt nach Abtrocknungs- und Wiedervernässungsphasen.	135
Abb. 6-4: Dränagenabfluß als Summenkurve am Standort Schornbusch von August 1996 bis Juni 1998.	136
Abb. 6-5: Abflußspitzen in der Dränage des Standortes Schornbusch nach starken Niederschlags-ereignissen (Beispiel für Sommersituation vom 16.7.97-19.7.97).	138
Abb. 6-6: Abflußspitze in der Dränage des Standortes Schornbusch nach starken Niederschlags-ereignissen (Beispiel für Wintersituation vom 19.2.97-21.2.97).	139
Abb. 6-7: Stoffkonzentrationen in der Dränage am Standort Schornbusch.	142
Abb. 6-8: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten an Teilfläche Oberhang.....	146
Abb. 6-9: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten an Teilfläche Unterhang.	146
Abb. 6-10: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten an Teilfläche Mittelhang.....	147
Abb. 6-11: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten am Standort Auen.	147
Abb. 6-12: Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich zwischen 50 und 100 cm Tiefe für die Standorte Auen und Schornbusch als Summenkurven.	154
Abb. 6-13: Tagesmittelwerte des Abflusses am „Eschbach“ zuzüglich des Abflusses der Dränage am Standort Schornbusch.....	157
Abb. 6-14: Abflußdifferenzen zwischen Eschbach A und Eschbach B.	158
Abb. 6-15: Stoffkonzentrationen im Vorfluter „Eschbach“ am Standort Schornbusch.....	159

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Profilansprache Standort Auen.....	29
Tab. 2-2: Kenndaten Standort Auen	29
Tab. 2-3: Profilansprache Standort Schornbusch Teilfläche Oberhang.....	30
Tab. 2-4: Kenndaten des Pseudogleys der Teilfläche Oberhang	30
Tab. 2-5: Profilansprache Standort Schornbusch Teilfläche Mittelhang.....	31
Tab. 2-6: Kenndaten des Pseudogleys der Teilfläche Mittelhang	31
Tab. 2-7: Profilansprache Standort Schornbusch Teilfläche Unterhang.....	31
Tab. 2-8: Kenndaten des Pseudogleys der Teilfläche Unterhang.....	31
Tab. 2-9: Fruchtfolge, Bewirtschaftung und Düngung der Standorte	
(Quelle: mündl. Mitteilung der Landwirte).....	42
Tab. 3-1: Tracerart und -menge nach Untersuchungsflächen aufgeschlüsselt:.....	46
Tab. 4-1: Klimadaten der Station Schornbusch von Januar 1996 bis Juli 1998.....	53
Tab. 4-2: Korrelationskoeffizienten nach Pearson für die erfaßten	
bodenchemischen Parameter:	86
Tab. 4-3: Klassifizierung der Redoxpotentiale (bezogen auf pH 7) nach dem Prinzip der	
sequentiellen Reduktion (nach ZHI-GUANG 1985).	102
Tab. 4-4: Mittel-, Maximum-, Minimumwert und Variationsbreite der Redoxpotentiale.....	
aller Meßtiefen an den Teilflächen Ober- und Unterhang differenziert nach	
mittleren (E_t), minimalen ($E_{t_{\min}}$) und maximalen ($E_{t_{\max}}$) Redoxpotential aller	
Elektroden einer Meßtiefe pro Meßtermin.	104
Tab. 4-5: Ermittelte <i>Pearson</i> -Korrelationskoeffizienten (r): Redoxpotential	
und ausgewählte bodenchemische und -physikalische Parameter.....	109
Tab. 6-1: Bodenwasserbilanz der Standorte Schornbusch und Auen	
für den Zeitraum Juni 1996 bis Mai 1998.....	132
Tab. 6-2: Dränagenschüttung bei ausgewählten Niederschlagsereignissen.....	139
Tab. 6-3: Stickstoff- und DOC-Austräge am Standort Schornbusch.....	
über den Dränageabfluß in Quartalen.	140
Tab. 6-4: Stickstoffbilanz am Standort Auen von 1996 bis 1998	149
Tab. 6-5: Stickstoffbilanz am Standort Schornbusch (Teilfläche Oberhang)	
von 1996 bis 1998.....	150
Tab. 6-6: Stickstoffbilanz am Standort Schornbusch (Teilfläche Mittelhang)	
von 1996 bis 1998.....	151
Tab. 6-7: Stickstoffbilanz am Standort Schornbusch (Teilfläche Unterhang)	
von 1996 bis 1998.....	152
Tab. 6-8: Denitrifikationsverluste im Stauwasserbereich zwischen 50 und 100 cm	
in kg/ha und in % vom Stickstoffgehalt in 50 cm Meßtiefe.....	155
Tab. 8-1: Abschätzung des Denitrifikationspotentials anhand der	
nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes ($nFKWe$ in mm).....	172
Tab. 8-2: Bewertung des Denitrifikationspotentials der untersuchten Teilflächen anhand	
der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes ($nFKWe$ in mm).....	172
Tab. 8-3: Abschätzung und Bewertung der Wechselfeuchte-Häufigkeit und –Intensität ..	173
Tab. 8-4: Abschätzung der Substratverfügbarkeit	174
Tab. 8-5: Abschätzung des Denitrifikationspotentials landwirtschaftlich genutzter	
Pseudogleye.	174
Tab. 8-6: Geschätzte Denitrifikationspotentiale und Mittelwerte der gemessenen	
Denitrifikationsraten [kg N/ha/a] (Quelle: TRIMBORN 2001).....	175

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

In zahlreichen Agrarlandschaften verursacht die land- und wasserwirtschaftliche Doppelnutzung des Landschaftshaushaltes eine sich weiterhin verschärfende Konfliktsituation. Der hohe Stickstoffumsatz landwirtschaftlicher Böden und Ökosysteme führt zu einem verstärkten Eintrag von Nitrat in Grund- und Oberflächengewässer und trägt zur Eutrophierung und damit zu einer Einschränkung der unmittelbaren Trinkwassernutzung von Grund- und Oberflächengewässern wegen hygienisch-toxikologischer Bedenken bei (SELENKA 1985). Trotz großer Anstrengungen im Bereich der landwirtschaftlichen Düngungs- und Anbauberatung zeigt sich noch keine durchgreifende Abnahme der Nitratgehalte in Grund- und Oberflächenwässern (WENDLAND 1993, WODSAK 1993). Die Reduzierung der Nitratgehalte in Grund- und Oberflächengewässer sollte mit der EG-Nitratrichtlinie (ANONYM 1991) verwirklicht werden und führte zur Verabschiedung der Düngeverordnung (ANONYM 1996). Aufgrund einer Richtlinie der Europäischen Union beträgt der zulässige Höchstwert für Nitrat im Trinkwasser in allen Mitgliedsstaaten seit Mitte 1986 einheitlich 11,3 mg Nitrat-N/l (= 50 mg Nitrat/l). Zur Zeit enthält der überwiegende Teil des für Trinkwasserzwecke geförderten Grundwassers in Deutschland Nitratkonzentrationen, die unter dem geforderten Grenzwert liegen. Zum Teil weist die Nitratkonzentration aber eine deutlich steigende Tendenz auf (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, STREBEL et al. 1989).

Auch hinsichtlich der Stickstoffbelastung der Atmosphäre wird der Landwirtschaft ein immer größer werdender Stellenwert zugewiesen (MOISER 1993, ROBERTSON 1993, SEILER & CONRAD 1981, WANG & SZE 1980). Vor allem Lachgas (N_2O) ist bezüglich der Stickstoffbelastung der Atmosphäre von besonderer Bedeutung, da es mit zum Treibhauseffekt beiträgt; durch photochemische Umformung in NO_x ist es an der Zerstörung der Ozonschicht in der Stratosphäre beteiligt. Direkt aus den Böden freigesetztes NO_x ist in geringerem Umfang für höhere Ozonkonzentrationen der Troposphäre sowie für die Bildung des „Sauren Regens“ mit verantwortlich (BADR & PROBERT 1993, CONRAD 1990, CRUTZEN 1981, DAVIDSON 1991, HACK 1999, KRAPFENBAUER & GASCH 1990, WATSON et al. 1990). Die Zunahme von Lachgas in der Atmosphäre ist neben Verbrennungs- und industriellen Prozessen der zunehmenden Stickstoffdüngung landwirtschaftlich genutzter Böden zuzuschreiben (GRANLI & BØCKMAN 1994).

Ansätze zur Lösung dieser Konflikte setzen genaue Kenntnisse über Stickstoffverluste und über die Faktoren, die sie in situ beeinflussen, voraus. Dies ist zum einen aus ökonomischer Sicht im Hinblick auf die wirtschaftliche Stickstoffdüngung und zum anderen auch aus ökologischer Sicht in bezug auf mögliche Umweltschäden und Klimaveränderungen von allgemeinem Interesse.

Ein großer Prozentsatz der unter Ackernutzung stehenden Böden sind Stauwasserböden. Neben den echten Pseudogleyen spielen die mehr oder weniger pseudovergleyten Böden für die landwirtschaftliche Nutzung eine große Rolle. Der Pseudogley gehört zusammen mit dem Stagnogley und dem Haftnässepseudogley zur Klasse der Stauwasserböden. Stauwasserböden weisen redoximorphe Merkmale auf, die aber im Gegensatz zu den Grundwasserböden durch gestautes Niederschlagswasser verursacht werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998, SCHLICHTING & SCHWERTMANN 1973, BLUME 1968). Pseudogleye sind grundwasserferne Böden, in denen ein Wechsel von Stauwasser und Austrocknung Konkretionen und Rostflecken besonders im Aggregatinnern entstehen läßt, während die Aggregatoberflächen gebleicht werden. Typische Pseudogleye weisen unter dem Oberboden (Ah- oder Ap-Horizont) einen gebleichten durchlässigen Stauwasserleiter (Sw-Horizont) auf, dem ein dichter Staukörper (Sd-Horizont) folgt. Pseudogleye können unmittelbar aus meist tonreichen Gesteinen mit geringer Wasserleitfähigkeit entstehen (primäre Pseudogleye) oder sich aus anderen Bodentypen entwickeln (sekundäre Pseudogleye). Primäre Pseudogleye können geschichtet sein und sind dann deutlich in Sw- und II Sd-Horizont zu differenzieren. Pseudogleye sind in Löß- und Geschiebemergellandschaften mit Jahresniederschlägen über 700 mm weit verbreitet, wobei sie bevorzugt die ebenen Lagen einnehmen. In trockeneren Gebieten haben sie sich nur auf älteren pleistozänen, stärker verlehmteten und verdichteten Sedimenten oder tonigem Untergrund entwickelt. In den Mittelgebirgen nehmen sie nur die tieferen Lagen ein und werden in höheren, feuchteren Positionen durch Stagnogleye ersetzt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Weder in der Wissenschaft noch in der landwirtschaftlichen Düngungs- und Beratungspraxis wird den besonderen Wasserhaushaltsbedingungen von Pseudogleyen die erforderliche Beachtung geschenkt. Zwar wird in allgemeiner Form die Bodenfeuchte als Steuergröße für Stickstoff-Transformation und -Translokation anerkannt, doch quantitative Angaben über Art und Stärke des Zusammenhangs fehlen. Vorliegende Untersuchungsergebnisse sind in der Regel auf Gefäßversuche beschränkt. Für regionale Abschätzungen sind beispielsweise nicht einmal Größenordnungen der potentiellen Denitrifikation in Abhängigkeit vom Stauwassereinfluß gesichert (vgl. Schätzverfahren zur Nitrataus-

tragsgefährdung, z.B. AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND SCHONGEBIETEN 1992).

Aus diesem Erkenntnisdefizit wird der Forschungsbedarf für die vorgelegte Arbeit „Beziehungen zwischen dem Bodenwasserhaushalt und der Stickstoffdynamik von landwirtschaftlichen Pseudogleyen“ begründet. Die komplexen Wechselwirkungen der Faktoren des Stickstoffhaushaltes zwingen dabei zu einer interdisziplinären Verknüpfung der Arbeitsmethoden von Landschaftsökologie, Hydrogeographie und Feldbodenkunde mit den Arbeitsmethoden der traditionell auf Gefäßversuche und kleine Testparzellen ausgerichteten Boden- und Agrilkulturchemie.

1.2 Stand der Forschung

1.2.1 Prozesse des Stickstoffumsatzes im Boden und funktionale Kompartimentierung des Bodenstickstoffs

Der im Boden organisch gebundene Stickstoff (organische Abfälle, tote Organismen) wird bei der Mineralisation durch verschiedene Mikroorganismen umgewandelt (Abb. 1-1).

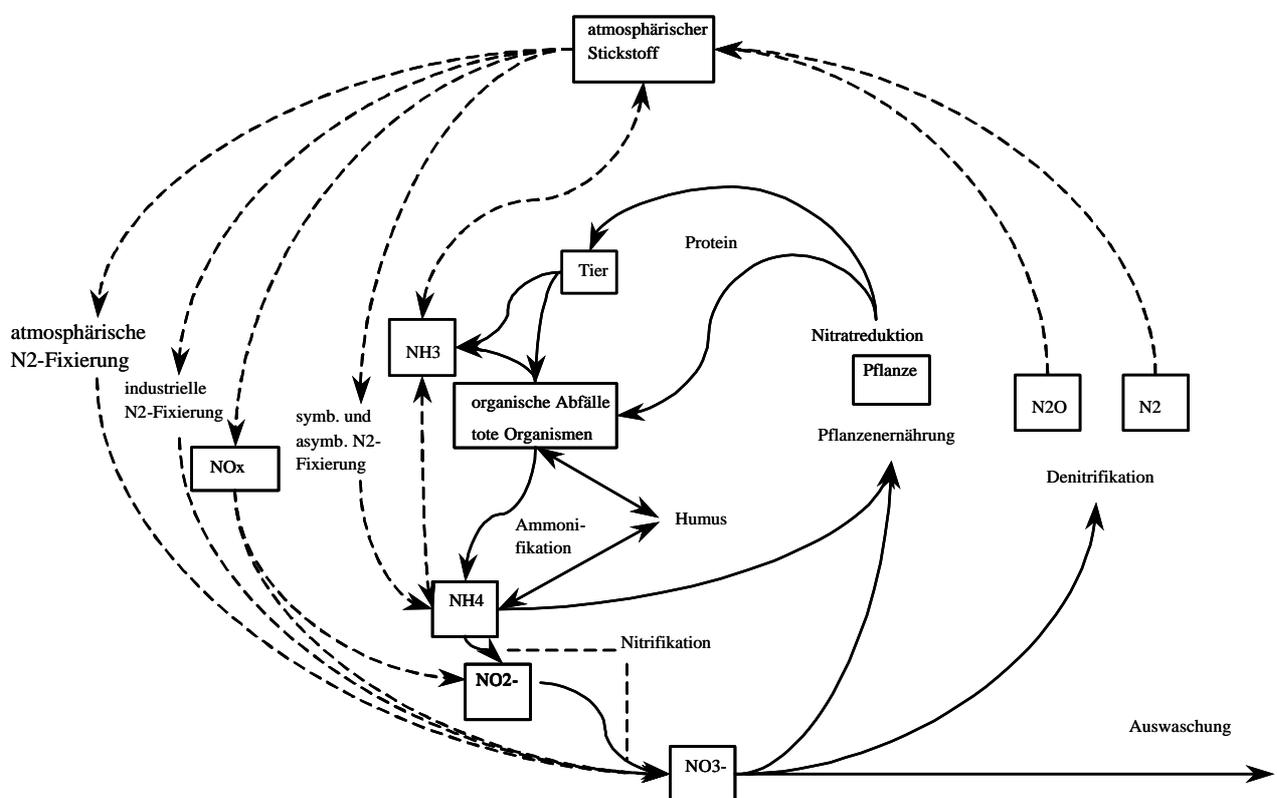


Abb. 1-1: Stickstoffkreislauf mit Kreislauf zwischen Atmosphäre und Boden bzw. im Boden (stark vereinfacht aus GISI et al. 1997)

Der erste Schritt ist die N-Mineralisierung oder **Ammonifikation**. Diese Hydrolyse wird katalytisch durch Enzyme zahlreicher heterotropher Mikroorganismen (Bakterien, Pilze, Protozoen) gesteuert. Die Mikroorganismen benötigen die organische Substanz für die Atmungsenergie und den Stickstoff, Kohlenstoff und andere Nährelemente für die Zellsynthese. Günstige Bedingungen für die Ammonifikation sind ein mittlerer Wassergehalt und hohe Temperaturen bis ca. 50°C. Die N-Mineralisierung ist in weiten Bereichen unabhängig von der Bodenfeuchte, steigt aber, wenn auf trockene Phasen feuchte folgen. Detaillierte Beschreibungen der Prozesse Mineralisation und Immobilisation sowie der wichtigsten beeinflussenden Faktoren (Temperatur, Wassergehalt, pH-Wert, Sauerstoffgehalt) finden sich u.a. bei BECK (1979), FOCHT & VERSTRAETE (1977), SCHMIDT (1982) und STEVENSON (1986). Unter aeroben Verhältnissen wird NH_4^+ über NO_2^- zu NO_3^- oxidiert. Dieser Vorgang, der als **Nitrifikation** bezeichnet wird, erfolgt in zwei Stufen. Die erste Reaktion wird vorwiegend durch die chemoautotrophen, obligat aeroben Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* vollzogen. Die zweite Reaktion erfolgt durch Bakterien der Gattung *Nitrobacter*. Da diese Reaktion schneller abläuft als die erste, findet man Nitrit im Boden meist nur in Spuren. Optimale Bedingungen für die Nitrifikation sind die Anwesenheit von Sauerstoff, eine neutrale bis schwach saure Bodenreaktion (pH 5,5 -8,0), ein mittlerer Wassergehalt und Temperaturen zwischen 20°C und 35°C. Unter diesen Bedingungen erfolgt die Nitrifikation rasch und nahezu vollständig, so daß im Boden die Konzentration von Ammonium (NH_4^+) auch bei hoher Ammonifikationsrate gering bleibt. Mit abnehmender Temperatur wird die Nitrifikation zwar verzögert, ist aber selbst bei 0°C bis 2°C noch im Gang. Nur unter stark sauren Bedingungen und bei Sauerstoffmangel kann es zu einer Anreicherung von Ammonium im Boden und in der Bodenlösung kommen. Günstige Bedingungen für die Nitrifikation fallen aber meistens zusammen mit günstigen Voraussetzungen für die Gesamtheit des Bodenlebens und der Höhe des Pflanzenertrags (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998).

Die Pflanzen nehmen den Stickstoff meist als Nitrat auf und verwerten ihn unter Reduktion zu NH_4^+ zur Synthese von stickstoffhaltigen Zellbestandteilen. Diese assimilatorische Nitratreduktion kann sowohl unter aeroben wie anaeroben Bedingungen ablaufen. Bei Sauerstoffmangel wird Nitrat im Boden dissimilatorisch zu Stickstoff (N_2) reduziert. Bei diesem Vorgang, der als Nitratatmung oder **Denitrifikation** bezeichnet wird, wird NO_3^- von zumeist heterotrophen Bakterien, wie *Agrobacterium*, *Bacillus* und *Pseudomonas*, als Elektronenakzeptor und als Sauerstoffquelle benutzt. Als Endprodukte der Reduktion von Nitrat (oder Nitrit) entstehen Distickstoffoxid (N_2O) und elementarer Stickstoff (N_2), die mehr oder weniger vollständig gasförmig entweichen. Günstige Bedingungen für die Denitrifikation sind ein hoher

Wassergehalt des Bodens, eine neutrale Bodenreaktion, Temperaturen zwischen 10°C und 35°C sowie ein hoher Gehalt an leicht verfügbarem organischen Material (BENCKISER & SYRING 1992, NIEDER et al. 1989). Das organische Material ist in der nativen organischen Bodensubstanz und vor allem in Ernterückständen, Gründüngung und organischen Wirtschaftsdüngern enthalten. Da nicht alle Mikroorganismen Nitrat vollständig reduzieren, tritt auch N_2O als Endprodukt der Denitrifikation auf. Da N_2O ein nahezu unpolares, leichtflüchtiges Gas ist, entweicht es aus dem Boden, bevor es weiter reduziert wird. Der Anteil an N_2O als Endprodukt der Denitrifikation steigt mit sinkender Temperatur, sinkendem pH, sinkendem Kohlenstoffangebot und erhöhtem Nitratgehalt im Boden.

Nitrifikation und Denitrifikation können nebeneinander im selben Boden ablaufen. Während in luftführenden Grobporen bei hohem Redoxpotential Ammonium oxidiert wird, kann im Inneren größere Aggregate wegen der langsamen Diffusion von Sauerstoff in wassergefüllten Mittel- und Feinporen Sauerstoffmangel entstehen, und Nitrat wird reduziert (GISI et al. 1997).

Die beschriebenen Prozesse der Mineralisation und der Denitrifikation bedeuten die Umwandlung von immobilem Stickstoff in mobile Stickstoffverbindungen (NH_4 , NO_3 , N_2O , NO , N_2), die ausgewaschen oder als gasförmiger Verlust in die Atmosphäre entweichen. Die Denitrifikation ist aus wasserwirtschaftlicher Sicht als positiv einzuschätzen, da die Nitratbelastung des Sickerwassers verringert wird. Durch die Freisetzung der Spurengase N_2O und NO in die Atmosphäre ergeben sich jedoch andererseits starke negative Auswirkungen auf die ökosystemare Stabilität, wie zum Beispiel durch den oben beschriebenen Treibhauseffekt (HOFFMANN 1991).

Die vorliegende Arbeit orientiert sich im wesentlichen an dem sogenannten „Mineralisations-Immobilisations-Turnover“- (MIT)-Konzept von JANSSON und PERSSON (1982). Demnach kann hinsichtlich des Stickstoffumsatzes in landwirtschaftlich genutzten Böden der im Boden vorliegende Stickstoff drei funktionalen Kompartimenten zugeordnet werden:

1. anorganischer Stickstoff ($NO_3-N + NH_4-N$) (mineralischer Stickstoff-Pool)
2. mikrobiell gebundener Stickstoff (Biomasse-Pool) und
3. Stickstoff der Humusfraktion (Humus-Pool).

Humus-Pool und mineralischer Stickstoff-Pool sind über den Biomasse-Pool miteinander verbunden, d.h. Ab- und Aufbauprozesse werden durch die Mikroben gesteuert (STEVENSON 1986). Im allgemeinen wird davon ausgegangen, daß mikrobiell gebundener Stickstoff nach dem Absterben der Mikroorganismen die Boden-Stickstoff-Fraktion darstellt, welche am schnellsten mineralisiert werden kann (u.a. CHICHESTER et al. 1975, MYROLD 1987, SCHNÜRER & ROSSWALL 1987). Die Biomasse stellt somit den wichtigsten Vorratspool für leicht mineralisierbaren Stickstoff und den „Transformator“ für diese Stickstoff-Verbindungen im Boden dar (STEVENSON 1986).

Die Inkorporierung von mineralischem Stickstoff in Biomasse und die Freisetzung von Stickstoff aus organischen Verbindungen treten stets zusammen auf. Die im Boden zu einem bestimmten Zeitpunkt feststellbare Menge an mineralischem Stickstoff ist somit als Differenz der Intensität dieser gegenläufigen Prozesse zu interpretieren.

1.2.2 Bodenwasserhaushalt von Stauwasserböden als Einflußgrößen des Stickstoffumsatzes im Boden

Bodenwassergehaltsänderungen wirken direkt auf die Prozesse des Stickstoffumsatzes und die Stickstoff-Verlagerung bzw. -Auswaschung (BÖTTCHER 1983, CZERATZKI 1973, THIESS 1978). Über die qualitativen und quantitativen Auswirkungen des Bodenwassergehaltes auf den Stickstoffumsatz, insbesondere auf die Denitrifikation, liegen Ergebnisse von Laborversuchen vor (BREMNER & SHAW 1958, GROFFMAN & TIEDJE 1988). Sie wurden jedoch im wesentlichen an homogenisierten gestörten Oberbodenproben im Labor mit eingestellten Wassergehalten durchgeführt. Kombinierte Wasserhaushalts-Stickstoffumsatz-Studien waren in der Vergangenheit auf homogenen stauwasserfreien Schluff- (Löß- oder Hochflutlehm) oder Sandböden konzentriert (BENCKISER & SYRING 1987, BENCKISER et al. 1990, BÖTTCHER 1983, BRUMME et al. 1987, CHRISTENSEN 1985, KÖBRICH et al. 1993, LORENZ & STAHR 1989, NIEDER & RICHTER 1987, THIESS 1978).

Das mikrobielle Wechselspiel zwischen Mineralisation und Immobilisation - und damit auch die Menge an potentiell der Auswaschung zur Verfügung stehendem Nitrat-Stickstoff - reagiert sehr deutlich auf eine Veränderung der Wassergehalte im Boden (AZAM et al. 1988, BECK 1983, KUIKMAN et al. 1991, SPÖRL & GARZ 1981). Es wurden unterschiedliche - jedoch im Versuchsablauf konstante - Wassergehalte eingestellt und zu verschiedenen Zeit-

punkten die Entwicklung bestimmter Parameter, wie zum Beispiel der Nitratgehalt, ermittelt. In Versuchen, in denen der Wassergehalt im Verlauf der Experimente variiert wurde, stand im wesentlichen die Wirkung der Austrocknung und der anschließenden Wiederbefeuchtung im Mittelpunkt (BOTTNER 1985, CABRERA 1993, CORTEZ 1989). Es besteht weiterhin ein direkter Zusammenhang zwischen dem Bodenfeuchtezustand und dem Umfang sowie dem Verteilungsmuster von Bodenzonen mit anaeroben Verhältnissen (Microsites), wodurch die Abhängigkeit des Ausmaßes des denitrifikativen Stickstoff-Verlustes vom Bodenwasserhaushalt begründet ist (BENCKISER & SYRING 1987, PARKIN 1987, PILOT & PATRICK 1972, TROLLDENIER & WOLLERSHEIM 1985).

1.2.2.1 Zum Bodenwasserhaushalt und zur Feuchtedynamik von Pseudogleyen

Der Bodenwasserhaushalt und die Feuchtedynamik von Pseudogleyen sind in der neueren Literatur nur in sehr allgemeiner Form, wie in einschlägigen Lehrbüchern (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998), dargestellt worden.

Pseudogleye besitzen im Vergleich zu anderen Bodentypen einen Bodenwasserhaushalt, der sich durch einen oder mehrere Wechsel von Naß- und Trockenphasen im Jahreslauf auszeichnet (AG BODENKUNDE 1982, SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Charakteristisches Merkmal ist eine durch den Stauer hervorgerufene verminderte Wasserleitfähigkeit und die daraus resultierende Naßphase mit freiem Wasser im Stauwasserleiter während feuchter Witterungsabschnitte bei gleichzeitig eingeschränktem Wasserentzug durch Transpiration (HARTGE & HORN 1991).

Für Pseudogleye können folgende Eigenschaften herausgestellt werden:

Mit dem deutlich ausgeprägten Wechsel zwischen Naß- und Trockenphasen besitzen Pseudogleye im Vergleich zu stauwasserfreien Böden unter gleicher Kultur eine größere Amplitude der Wasserbindungsintensität und damit der ökologisch relevanten Bodenwassergehalte. In der sommerlichen Trockenphase mit starken Wasserverlusten durch Evapotranspiration neigen der Ap-Horizont und zum Teil auch die Stauwasserleiter von Pseudogleyen oft zu einer stärkeren Austrocknung, da durch den Staukörper der zur Verfügung stehende Wasserspeicherraum eingeschränkt ist. Zudem bewirkt der Stauer durch seine Textur und seine Porendiskontinuität eine Verringerung der Wassernachlieferung durch kapillaren Aufstieg aus tieferen Bodenschichten in den Wurzelraum bzw. in den Ap-Horizont. Aus der geringen Wasserleitfä-

higkeit des Stauers resultiert im Vergleich zu anderen Bodentypen eine längere Verweildauer des Bodenwassers im Boden.

Quantitativ-empirische Vergleiche von Bodenfeuchteregimen (ZEPP 1991a, 1995) zeigen, daß Pseudogleye und pseudovergleyte Böden eine sehr heterogene Gruppe darstellen. Die Feuchteregimes unterscheiden sich durch die jeweilige Ausprägung folgender Eigenschaften:

1. Tiefenlage und Mächtigkeit der vernässten Abschnitte
2. Länge der Naß- bzw. Trockenphasen
3. Häufigkeit des Wechsels zwischen Naß- und Trockenphasen.

Diese Eigenschaften bestimmen in ihrer Kombination den Grad der Staunässe. Neben klimatischen (Niederschlagshöhe und -verteilung, Evapotranspiration, Interzeption) und bewirtschaftungsspezifischen Einflußgrößen (Bodenbearbeitung, Kulturart, Dränagen) wird der Grad der Staunässe vor allem von den bodenphysikalischen Eigenschaften gesteuert; i.e.S. sind dies die relative Wasserundurchlässigkeit des Stauers und das Wasserspeichervolumen des aufliegenden Bodenraumes. Letzteres wird bestimmt durch die Feldkapazität und die nutzbare Feldkapazität der stauwasserführenden Schichten und die Tiefenlage des Stauers.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982, 3.Auflage) bot neben der Ermittlung des ökologischen Feuchtegrades auch die Möglichkeit, sogenannte Staunässestufen anhand von aktuellen Bodenmerkmalen zu bestimmen und somit Dauer der Naßphasen (nachhaltiger Luftmangel in der durchwurzelbaren Bodenzone), ökologische Wirkung auf landwirtschaftliche Nutzpflanzen und landwirtschaftliche Nutzungseignung aufgrund natürlicher Voraussetzungen oder durchgeführter Meliorationen abschätzen zu können. Darauf aufbauend konnte dann die standortkundliche Feuchtestufe des Bodens über eine sogenannte Nässe- und Sommerfeuchtezahl in einem Schätzverfahren ermittelt werden. Die Differenz zwischen Nässe- und Sommerfeuchtezahl gab gleichzeitig einen Hinweis auf die pflanzenphysiologisch bedeutsame Intensität des jahreszeitlichen Bodenfeuchtewechsels (AG BODENKUNDE 1982, S.164). Da eine Angabe über die Länge der Naßphasen in Monaten nur durch wiederholte Geländebeobachtungen möglich ist, wird nach der aktuellen Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994, 4.Auflage) die Ermittlung des Vernäsungsgrades in sieben Stufen (nicht vernäbt bis äußerst stark vernäbt) empfohlen. Das Ausmaß der Vernässung wird dabei nach Humusgehalt, hydromorphen Merkmale und Nutzung abgeschätzt.

1.2.2.2 Beeinflussung des Stickstoffumsatzes in Pseudogleyen durch Bodenwasserhaushalt und Feuchtdynamik

Die grundsätzlichen Vorstellungen über die Prozesse des Stickstoffumsatzes im Boden und die funktionalen Kompartimente des Bodenstickstoffs können im wesentlichen auch zur Beschreibung der Situation bei Pseudogleyen übernommen werden.

Nach heutigem Kenntnisstand scheinen Pseudogleye und pseudovergleyte Böden wegen ihrer größeren Bodenwassergehaltsamplitude mit dem Wechsel zwischen deutlichen Naß- und Trockenphasen im Jahresablauf eine erkennbar stärkere Beziehung zwischen Bodenwasserhaushalt und Stickstoffumsatz aufzuweisen als andere Böden. Auch in der Literatur wird vereinzelt die Stickstoff-Abbauleistung von pseudovergleyten Böden als hoch eingeschätzt (SANDNER et al. 1993). Entsprechend interpretierbare Hinweise werden auch von der AG BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND SCHONGEBIETEN (1992) angegeben.

Aus den bisher dargelegten Zusammenhängen zum Stickstoffumsatz in landwirtschaftlich genutzten Böden und der Feuchtdynamik in Pseudogleyen können folgende hypothetische Schlußfolgerungen abgeleitet werden, die in Kap 1.3 aufgegriffen und präzisiert werden. Im Ap-Horizont werden durch hohe Wassergehalte die Mineralisation und Immobilisation erhöht oder bei Sauerstoffmangel eingeschränkt. Mit dem Wechsel von Naß- und Trockenphasen sind durch die Veränderung der Nährstoff- und Nährsubstratverfügbarkeit Hysterese-Effekte beim mikrobiellen Wechselspiel zwischen Mineralisation und Immobilisation zu erwarten. Die im Ap-Horizont durch die hohen Gehalte an leicht abbaubarer organischer Substanz ohnehin begünstigte Denitrifikation wird mit steigenden Wassergehalten durch eine Abnahme der Durchlüftung und eine Zunahme von sauerstoffarmen Microsites zusätzlich gefördert.

Es ist anzunehmen, daß sich in den Sw- und Sd-Horizonten während der Naßphasen mehr oder weniger andauernde Anoxie und somit bei Vorhandensein mikrobiell leicht zersetzbarer organischer Substanz ebenfalls günstige Bedingungen für den denitrifikativen Stickstoff-Abbau einstellen. Von entscheidender Bedeutung ist die aus der charakteristischen verminderten Leitfähigkeit des Stauers resultierende hohe Verweildauer des Sickerwassers mit den darin gelösten Stoffen in den Sw- und Sd-Horizonten. Mit zunehmender Verweildauer ist der im Sickerwasser enthaltene $\text{NO}_3\text{-N}$ entsprechend länger der denitrifizierenden Tätigkeit der Mikroben ausgesetzt, und ein höherer gasförmiger Stickstoff-Verlust ist zu erwarten. Die verminderte Sickerwassergeschwindigkeit in den Sw- und Sd-Horizonten überträgt sich in abge-

schwächer Form auf den Ap-Horizont und bewirkt auch hier durch eine längere Verweildauer des $\text{NO}_3\text{-N}$ eine größere Denitrifikations- oder auch Immobilisationsleistung.

Über die tatsächlichen Auswirkungen des Stauwassereinflusses auf die Stickstoffumsätze in den Bodenhorizonten von Pseudogleyen liegen bisher keine Veröffentlichungen vor. Die Ergebnisse aus Gefäßversuchen erlauben keine ungeprüfte Übertragung auf reale Freilandsituationen mit heterogenen, durch Stauwasser geprägten bzw. beeinflussten Böden unter praxisüblicher Ackernutzung. Isolierte Korrelationen zwischen Wassergehalt und Denitrifikationsleistung, erarbeitet unter Standard-Modellsituationen, können keine Untersuchungen der komplizierten Wechselwirkungen des gesamten Stickstoff-Turnovers in den abweichenden hydrochemischen Milieus landwirtschaftlich intensiv genutzter Pseudogleye ersetzen.

Über das Ausmaß denitrifizierender Prozesse im Bereich der Stauwasserleiter und -körper von Pseudogleyen liegen zur Zeit nur sehr grobe Abschätzungen vor. So können nach OBERMANN (1984) zwischen 25 bis 75 % der mit dem Sickerwasser transportierten $\text{NO}_3\text{-Mengen}$ unterhalb des Ap-Horizontes denitrifiziert werden. Die Menge an Mikroorganismen bzw. deren Aktivität sowie die Temperaturbedingungen in diesem Bereich dürfen auf die Denitrifikationsleistung in der ungesättigten Zone nur im geringen Umfang differenzierend wirken (SCHULTE-KELLINGHAUS 1987).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß ein qualitativer Nachweis und quantifizierende Messungen der Auswirkungen von Wassergehaltsveränderungen auf die Stickstoffumsatzleistungen in unterschiedlich stauwasserbeeinflussten Böden noch ausstehen.

1.3 Zielsetzung und Konzeption der eigenen Untersuchungen

Ziel der interdisziplinär angelegten Arbeit ist die Analyse der Gesetzmäßigkeiten zwischen Stickstoffhaushalt (Mineralisation/Immobilisation, N-Verlagerung, N-Verluste durch Denitrifikation) und dem Feuchteregime von Stauwasserböden. Neben der standortbezogenen Quantifizierung des Stickstoff- und Bodenwasserhaushaltes soll der Stellenwert der Denitrifikation unterhalb des Ap-Horizontes von Stauwasserböden abgeschätzt werden.

Die Arbeit will zum einen einen Beitrag im Rahmen der Grundlagenforschung zur Lösung des dargelegten Zielkonfliktes zwischen Wasser- und Landwirtschaft (Kap. 1.1) liefern und zum

anderen durch die Erarbeitung von Grundlagen für die Abschätzung der Denitrifikationsleistung von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen einen möglichen Praxisbezug aufzeigen (siehe Abb. 1-2).

Um die oben aufgezählten Ziele zu verwirklichen, liegt der Arbeit folgende **Konzeption** zu Grunde:

Die Untersuchungsfragen wurden interdisziplinär in Zusammenarbeit mit dem Agrikulturchemischen Institut der Universität Bonn in zwei eng miteinander verknüpften und aufeinander aufbauenden Projekten bearbeitet.

Die Forschungsgruppe des Agrikulturchemischen Instituts der Universität Bonn untersuchte schwerpunktmäßig den Stickstoffumsatz (DFG Projekttitel „N-Umsatz in Pseudogleyen“)¹. Es wurde insbesondere der Stickstoffhaushalt im Ap-Horizont untersucht. Dabei standen die Prozesse des Stickstoffumsatzes (Mineralisation, Immobilisation, N-Aufnahme durch Pflanzen, Denitrifikation) im Mittelpunkt der Untersuchungen (TRIMBORN 2001).

Der Schwerpunkt der Arbeiten des Geographischen Instituts der Ruhr-Universität Bochum (DFG Projekttitel „Wasser- und Stickstoff-Bilanz in Pseudogleyen“) lag in der differenzierten und möglichst flächenhaften Charakterisierung der vom Stauwasser beeinflussten Böden durch eine detaillierte bodenkundliche Standortaufnahme und eine exakte Erfassung des Bodenwasserhaushaltes. In der Verknüpfung mit der an den Untersuchungsstandorten unterschiedlich wechselnden Wasserbindungsintensität und damit den ökologisch relevanten Bodenwassergehalten sollte die Stoffverlagerung im gesamten Bodenprofil bis zum Grundwasserleiter bzw. unter Einbezug der lateralen Prozesse bis zum Vorfluter quantifiziert werden. Anhand der Quantifizierung der Stoffverlagerung sollten die Stickstoffumsätze im Stauwasserleiter und -körper, insbesondere die des denitrifikativen Stickstoffabbaus, nachgewiesen und mengenmäßig abgeschätzt werden. Schließlich sollten Aussagen über den Stellenwert der Denitrifikation im Stauwasserleiter und -körper von Stauwasserböden auf den Stickstoffhaushalt eines überschaubaren und abgrenzbaren Einzugsgebietes getroffen werden.

¹Leitung: Prof. Dr. W.Werner, Bearbeitung: Dipl.-Ing. agr. M.Trimborn. Soweit es für das Verständnis der vorliegenden Arbeit notwendig ist, werden die Ergebnisse des Partnerprojektes:“N-Umsatz in Pseudogleyen“ vorgestellt und als Literaturvermerk gekennzeichnet.

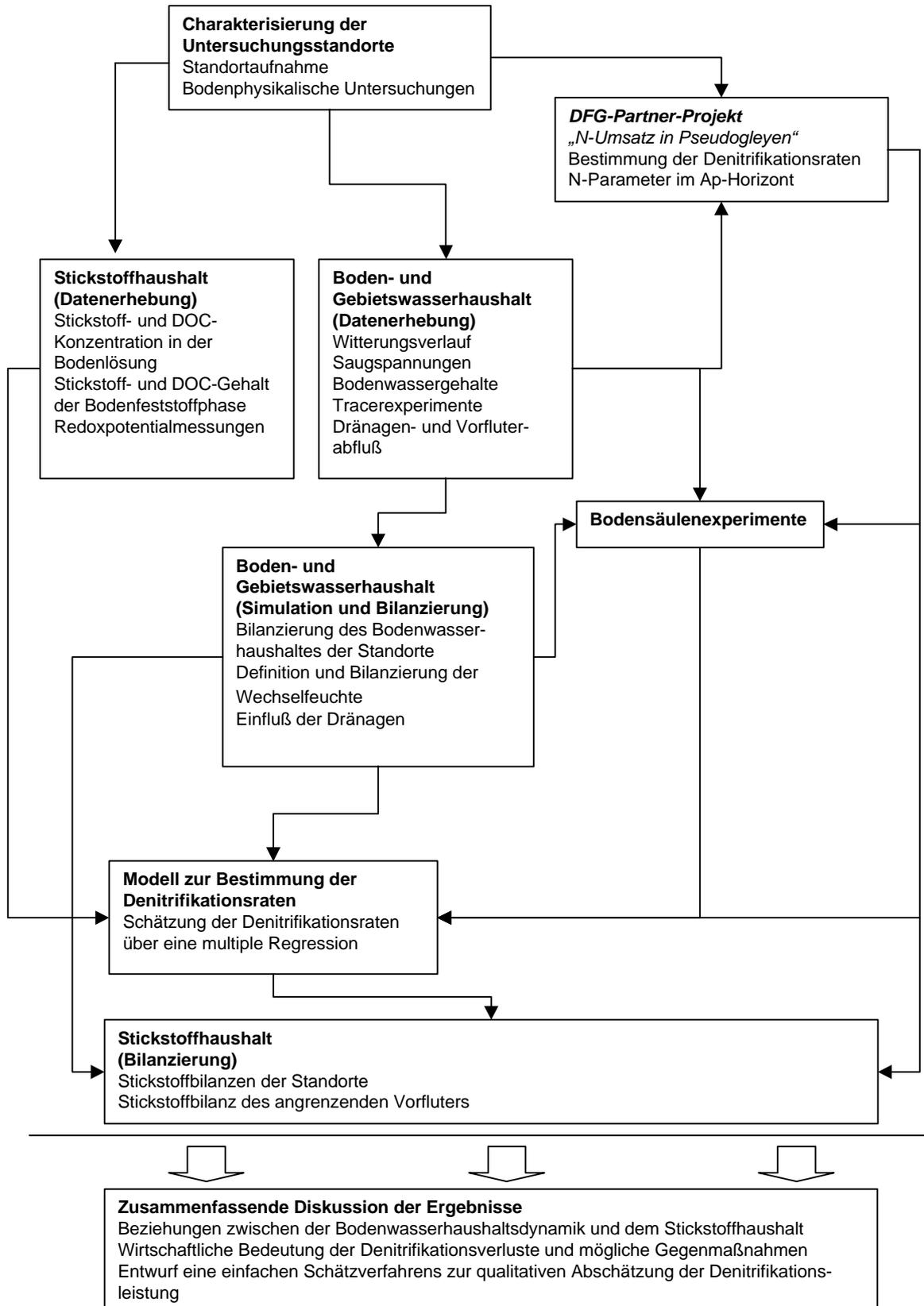


Abb. 1-2: Übersicht zur Konzeption der Untersuchungen

Die Arbeitsteilung wurde so vorgenommen, daß die jeweiligen methodischen und wissenschaftlichen Vorerfahrungen, die landschaftsökologischen Raumkenntnisse sowie das Verständnis der landwirtschaftlichen Praxis aufeinander abgestimmt wurden.

Die wichtigsten synergistischen Effekte der interdisziplinären Verknüpfung beider Ansätze liegen auf folgenden Gebieten:

Ohne die Quantifizierung der Wasserflüsse bleiben die Messungen zum Stickstoffhaushalt im Ap-Horizont unvollständig; eine umfassende Stickstoff-Bilanzierung ist erst durch die Berücksichtigung der konvektiven Stickstoff-Flüsse und der gasförmigen Verluste sowie des pflanzlichen Entzuges möglich. Die Feuchteregimemessungen auf einzelnen Meßparzellen bleiben ohne parallele Bestimmung anderer Einflußgrößen des Stickstoffhaushaltes beziehungslos. Erst als Interpretationshintergrund für den Stickstoffhaushalt werden sie in Wert gesetzt.

In einer zweiten Projektphase wurden die im Gelände ermittelten kurzfristig auftretenden Amplituden der Wasserspannung an ungestörten Bodensäulen simuliert. Dieser neuartige Methodenansatz stellt ein wichtiges Bindeglied zwischen Gefäßversuchen und Freilandmessungen dar. Der Schritt der Verallgemeinerung der Versuchsergebnisse konnte sinnvollerweise nur erfolgen, nachdem die natürliche Variationsbreite der Bodenwassergehaltsänderungen der Untersuchungsstandorte ermittelt worden war. Eine zutreffende Regionalisierung des Stickstoffhaushaltes auf Stauwasserböden setzt neben der Fähigkeit, hydrochemische Milieus flächenhaft zu charakterisieren, in besonderem Maße eine Sicherheit im Umgang mit Fragen der landwirtschaftlichen Anbau- und Düngungspraxis voraus, für die Erfahrungen des landwirtschaftlichen Projektpartners eingebracht werden konnten.

Als Leitlinien für das Arbeitsprogramm wurden sowohl für den Ap-Bereich als auch für den Stauwasserleiter und -körper folgende Arbeitshypothesen formuliert:

Die Haupt-Hypothese des Arbeitsprogramm lautete:

Ausgehend von den dargestellten Besonderheiten im Wasserhaushalt staunässebeeinflußter Böden und den zur Zeit allgemein akzeptierten Vorstellungen über den Stickstoffhaushalt von ackerbaulich genutzten Böden kann die Hypothese abgeleitet werden, daß der Grad der Staunässe sowohl den Stickstoff-Turnover im Ap-Horizont als auch alle wichtigen Vorgänge des Stickstoffumsatzes im Stauwasserleiter und -körper wesentlich beeinflußt.

Für den Bereich des Ap-Horizontes wurden folgende Teilhypothesen formuliert:

1. Die durch Staunässe im Stauwasserleiter und -körper bedingte Dauer von Perioden mit erhöhten Wassergehalten im Ap-Horizont wirkt sich auf den Umfang der gasförmigen Stickstoff-Verluste durch Denitrifikation aus.
2. Phasen mit hoher Wassersättigung im Boden oder starker Austrocknung führen zu einer drastischen Verschlechterung der Lebensbedingungen der Mikroorganismen, die sich sowohl in der Menge an mikrobieller Biomasse als auch in den Umsatzleistungen der Mikrobenpopulation manifestiert.
3. Die Häufigkeit des Wechsels zwischen Wassersättigung und Austrocknung beeinflußt u.a. die Nährsubstrat-Verfügbarkeit für Mikroorganismen und damit ebenfalls die Menge und Aktivität der Mikroben.
4. Die Beeinflussung des Wassergehaltes im Ap-Horizont durch Niederschläge und durch Wasserstau im Stauwasserleiter und -körper wirkt sich aufgrund von abwärts oder aufwärts gerichteten Verlagerungsprozessen auf das Nährstoff- und Substratangebot für die Mikroorganismen und damit auf den Stickstoff-Turnover im Boden aus.

Für den Bereich der Übergangshorizonte, Stauwasserleiter und -körper - d.h. für den Wurzelraum unterhalb des Ap-Horizontes und die sich anschließende nicht durchwurzelte, ungesättigte Zone - ergeben sich folgende Teilhypothesen:

1. Der Stauwassereinfluß dieser Horizonte wirkt sich deutlich auf die Wassergehalte und somit den Stickstoffumsatz im Ap-Horizont aus.
2. Die Denitrifikationsleistung dieser Horizonte ist im wesentlichen vom Grad der Staunässe, dem DOC-Gehalt und dem Angebot an $\text{NO}_3\text{-N}$ abhängig.
3. Angesichts der in Naßphasen herrschenden Anoxie und der langen Verweildauer des Sickerwassers im Stauwasserleiter und -körper zeichnen sich diese Horizonte durch eine hohe Denitrifikationsleistung aus.

Der im Stauwasserbereich liegende Wurzelraum ist durch besonders hohe Stickstoff-Abbauleistungen charakterisiert, da hier als weitere wesentliche Randbedingung für den denitrifikativen Stickstoff-Abbau durch Wurzelausscheidungen und absterbende Wurzeln ein ausreichend hohes Angebot an mikrobiell leicht zersetzbarer organischer Substanz vorhanden ist. Hieraus ergab sich die Teilhypothese:

4. Die Häufigkeit des Wechsels zwischen Naß- und Trockenphasen wirkt sich im Stauwasser liegenden Wurzelbereich über die Substrat- und Nitratverfügbarkeit auf die Denitrifikation aus.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Allgemeiner Überblick

Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 15 km südwestlich von Bonn und ca. 12,5 km östlich von Euskirchen im südwestlichen Teil Nordrhein-Westfalens. Es bietet geeignete Voraussetzungen für die geplanten Untersuchungen. Auf dem Gebiet des Meßtischblattes Rheinbach (TK25, Blatt 5307 Rheinbach) konnten Pseudogleye in verschiedenen Relieflagen und mit unterschiedlichem Feuchteregime ausgewählt werden. Grundlage der Auswahl bildeten umfangreiche Voruntersuchungen, die in Form von Diplomarbeiten und digitalisierten Karten vorlagen (HENSCHEID 1992, v. ITTER 1994, LANGER 1992, UHLENBROCK 1993).

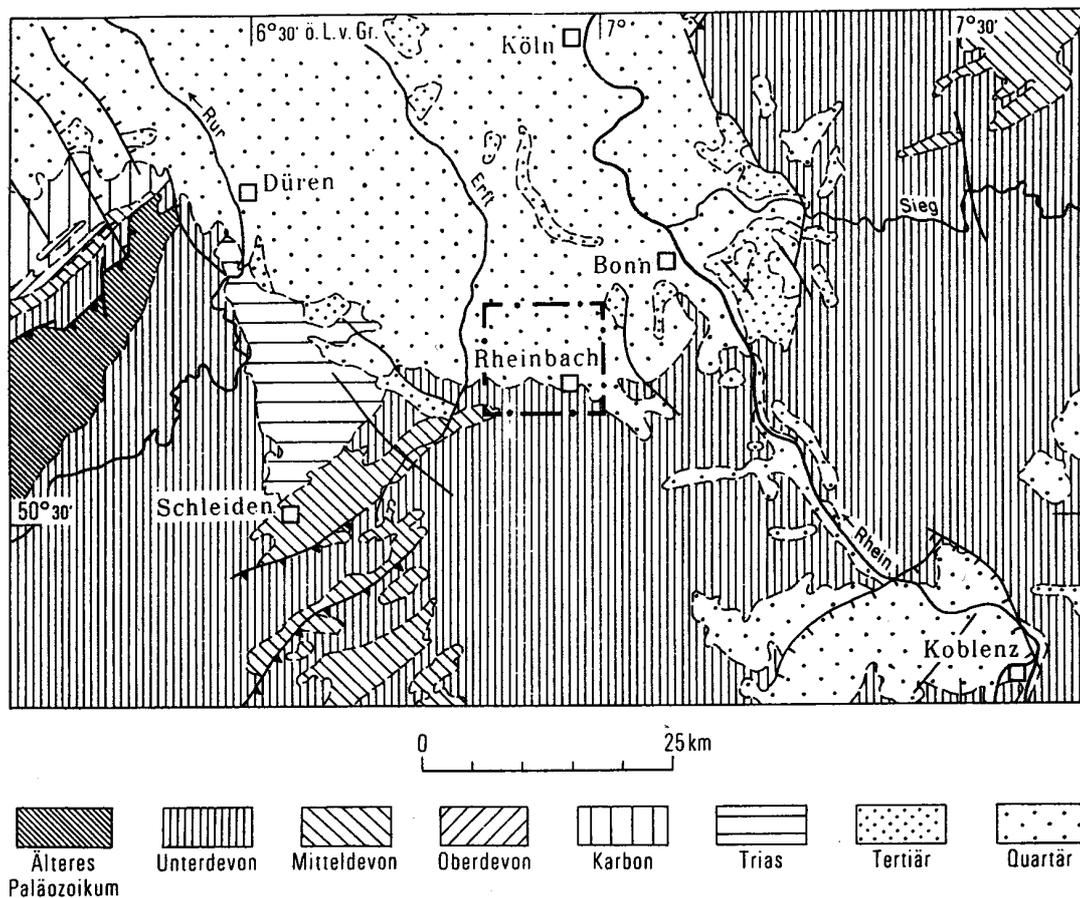


Abb. 2-1: Lage und vereinfachte Geologische Karte des Untersuchungsgebietes (aus FUCHS 1910)

Landschaftlich stellt der Bereich des Untersuchungsgebietes ein ausgesprochenes Übergangsbereich von Eifelnordabdachung zur Niederrheinischen Bucht dar (BUTZKE 1980). Dem allgemeinen Gefälle entsprechend wird das Gebiet von mehreren Bächen nach Norden, zur Niederrheinischen Bucht hin, entwässert. Der nördliche Eifelrand ist aus flexurartig nach Norden abtauchenden unterdevonischen und im Südwesten z.T. auch mitteldevonischen Gesteinen aufgebaut. Im Untersuchungsgebiet handelt es sich dabei hauptsächlich um unterdevonische Grauwacken, Sandsteine und Schiefer, die zum Teil intensiv chemisch verwittert sind (ZEPP & STEIN 1991).

Im Alttertiär war die Fachebene der Eifel mit einer mächtigen Verwitterungsschicht, überwiegend aus den von KUBIENA (1953) benannten Graulehmen, bedeckt (MÜCKENHAUSEN 1978). Reste dieser fossilen Bodenbildung finden sich noch heute in den pleistozänen Fließerden (Soliflukationsdecken), die im Raum des Rheinbacher Stadtwaldes das devonische Grundgebirge überlagern (BUTZKE 1980). Hauptbestandteil der Fließerden sind Verwitterungsmaterial devonischer Gesteine und Lößlehm, deren Mengenverhältnisse zueinander von der morphologischen Lage abhängen. Im Untersuchungsgebiet nimmt der Lößlehmgehalt der Fließerden von den höchsten Lagen nach Norden und Osten, d.h. zur Niederrheinischen Bucht hin, zu. Das Material der Fließerden ist gewöhnlich dicht gelagert, so daß sich darin hauptsächlich Staunässeböden (Pseudogleye) entwickelt haben (BUTZKE 1980). Die Mächtigkeit des Schuttes kann 3-4 m erreichen, schwankt jedoch in der Regel zwischen 1,5 bis 2 m (FUCHS 1910).

Die Rheinbacher Lößplatte läßt sich wie folgt in eine großräumige Landschaftsgliederung einordnen. Ihr Schwerpunkt liegt in der Zülpicher Börde, welche das Südende der Niederrheinischen Bucht bildet. Geologisch ist die Niederrheinische Bucht ein junger teriärer Senkungsbereich, der an der Wende vom Oligozän zum Miozän (mittleres Tertiär) tektonisch hochaktiv war. Der Untergrund der Rheinbacher Lößplatte ist der Erftscholle zuzuordnen, wobei das Rhein-Maas-Stromsystem diese wiederum mit seinen Terrassenschottern überdeckte (KELLER 1964). Die altpleistozänen Hauptterrassenschotter wurden von einer würmzeitlichen Lößdecke überzogen, deren Mächtigkeit von vier Metern im Raum Rheinbach-Meckenheim nach NW sukzessive abnimmt. Die deckenartige Ausbreitung des Löß über den Sanden und Kiesen der Flußläufe schwächt den morphologisch eigentlich stark gegliederten Unterbau der Landschaft ab. Daher entsteht ein flächenhafter Landschaftscharakter.

Bei den Böden dominieren dem Ausgangsmaterial Löß entsprechend in der südlichen Niederrheinischen Bucht am nördlichen Eifelrand und auf der Rheinbacher Lößplatte schluffige Lehm Böden. Je nach Ausprägung von Staunässemerkmalen sind überwiegend Parabraunerden oder Pseudogleye ausgebildet. Im südlichen Abschnitt der Lößplatte, wo sich der Übergang zur Eifel vollzieht, nehmen die Staunässemerkmale der Böden zu, so daß sich primäre Pseudogleye entwickelt haben. Auf der Rheinbacher Lößplatte finden sich überwiegend Parabraunerden. Braunerden sind im Untersuchungsgebiet nur sehr vereinzelt und kleinflächig entwickelt, z.T. pseudovergleyt aus Sanden und Kiesen der Hauptterrasse mit lückenhafter Deckschicht aus Löß und Lößlehm. Die Lehm- und Schluffböden des Untersuchungsraumes erreichen je nach Nährstoffversorgung und Wasserhaltevermögen Bodenzahlen zwischen 30 und 90 (SCHALICH 1974, BUTZKE 1980, DOHMEN & DORFF 1984, KERKAU 1987).

Der räumlichen Lage entsprechend haben sich in den Auenbereichen des Untersuchungsgebietes recht großflächig braune Auenböden und vergleyte braune Auenböden aus Auenlehm über Sanden, Kiesen und Geröllen der Niederterrasse oder stellenweise über Schwemmlöß entwickelt.

Das Klima im Untersuchungsgebiet wird in besonderem Maße durch die Leelage zu Eifel und dem Hohen Venn bestimmt und nach PAFFEN (1962, S.838) als „... kontinentaler Sommerregen-Typ mit stark ausgeprägtem Sommermaximum“ bezeichnet.

Die Temperaturen sind geprägt durch milde Winter mit mittleren Januartemperaturen um 1,4°C und relativ warmen Sommern mit Julitemperaturen um 17,2 °C. Die Jahresmitteltemperatur in Euskirchen beträgt 9,5°C (DEUTSCHER WETTERDIENST 1981). Bei den überwiegend westlichen Luftströmungen werden die Niederschlagshöhen des Arbeitsgebietes in starkem Umfang von der Lage im Regenschatten der Eifel und dem Hohen Venn geprägt. Mit durchschnittlichen Jahressummen von 600-650 mm gehört das Gebiet zu den niederschlagsärmsten Regionen Nordrhein-Westfalens. Etwa die Hälfte des Gesamtniederschlags fällt in der Vegetationszeit von Mai bis September. Das Niederschlagsmaximum liegt im Monat August, das Minimum im Februar und März. Im Untersuchungsgebiet treten in Trockenjahren Niederschlagssummen von weniger als 400 mm im Jahr auf. Für die Klimastation des DWD Rheinbach traf dies im Zeitraum von 1891 bis 1980 zehnmal ein, mit 349 mm wurde im Jahre 1959 das trockenste Jahr gemessen (KERKAU 1987).

„Da edaphische oder klimatisch bedingte Sonderstandorte weitgehend fehlen, fällt der potentiellen natürlichen Vegetation primär die Rolle eines theoretischen, standörtlichen Integrals zu“ (ZEPP & STEIN 1991, S. 95). Der Untersuchungsraum ist ausnahmslos natürliches Laubmischwaldgebiet. Die potentielle natürliche Vegetation dieses Raumes ist durch artenarme und artenreiche Maiglöckchen-Perlgras-Buchenwälder auf Lehmböden ohne Stauwassereinfluß beherrscht; der artenreiche Sternmieren-Stieleichen-Hainbuchenwald ist für grundwasserbeeinflusste Böden und der Maiglöckchen-Stieleichen-Hainbuchenwald für Pseudogleye aus geringmächtiger Lößauflage über Hauptterrasse typisch. Die Eifelnordabdachung wird durch Hainsimsen-Buchenwälder geprägt (TRAUTMANN 1973).

Das Untersuchungsgebiet gehört zu den Niederrheinischen Bördenlandschaften und damit zu den bedeutendsten agrarischen Gunsträumen der Bundesrepublik. Dies spiegelt sich auch in der vorherrschenden Flächennutzung wider. Bezogen auf das gesamte Meßtischblatt Rheinbach nimmt nach ZEPP & STEIN (1991) Ackerland 58 % der Fläche ein, gefolgt von Siedlungs- und Verkehrsflächen mit 17 % sowie Wald- bzw. Forstflächen mit 14 % und dem Grünland mit 7%. Die Flächenanteile der Obst- und Baumschulflächen spielen dagegen mit 3 % eine nur untergeordnete Rolle. Der weitaus größte Teil der landwirtschaftlichen Fläche besteht aus Ackerland mit bevorzugt großen Schlägen und einer sehr schwachen Gliederung durch Hecken und Feldgehölze. Das Ackerland wird im Durchschnitt etwa zur Hälfte mit Getreide bestellt; an zweiter Stelle folgen Zuckerrüben mit etwa 19 %, der Rest der Fläche wird von Grünland, Raps und anderen Feldfrüchten eingenommen (ZEPP & STEIN 1991). Heute ist eine sogenannte Rheinische Fruchtfolge wie folgt zu beschreiben: Winterweizen, Zuckerrübe, Winterweizen oder Zuckerrübe, Winterweizen, Mais, Winterweizen. Im 20. Jahrhundert breiteten sich bis in die jüngste Zeit im Südosten und Nordosten des Untersuchungsgebietes der Erwerbsobstanbau und Baumschulen stark aus. Maßgebend sind sowohl Kriterien der Bodengüte als auch betriebs- und marktwirtschaftlich orientierte Unternehmensentscheidungen. Die heutigen Grundzüge der Wald-Feld-Verteilung bestehen schon seit dem 19. Jahrhundert. Im 20. Jahrhundert kam es zwischen den Weltkriegen zu großflächigen Rodungen zugunsten der landwirtschaftlichen Siedlung Schornbusch westlich von Rheinbach (HÖHERE FORSTBEHÖRDE RHEINLAND 1984). Hier befinden sich flachgründige Pseudogleye mit niedrigen Bodenzahlen, die zum Teil Grenzertragsstandorte darstellen.

Der Gebietswasserhaushalt wurde stellenweise durch Dränagen sowie großflächig durch die sich bis in die südliche Niederrheinische Bucht auswirkende Grundwasserabsenkung infolge der Sümpfung der Braunkohlen-Tagebaue verändert (ZEPP & STEIN 1991).

2.2 Untersuchungsstandorte und -flächen

2.2.1 Auswahl der Untersuchungsstandorte und -flächen

Bei der Auswahl der **Untersuchungsstandorte** wurden **zwei Standorttypen** unterschieden:

Standorttyp I war wie folgt festgelegt:

- Der Stofftransport und die Sickerwasserbewegung sollten ausschließlich vertikal ins Grundwasser gerichtet sein.

Standorttyp II war wie folgt festgelegt:

- Neben der vertikal ins Grundwasser gerichteten Sickerwasserbewegung und des Stofftransportes sollte ein lateraler Einfluß durch Hangzugwasser vorliegen.
- Die zu untersuchende Fläche mußte an einen Vorfluter grenzen und somit Teil eines kleineren Einzugsgebietes sein.
- Die zu untersuchende Fläche sollte den regionalen Gegebenheiten entsprechend drainiert sein, nach Möglichkeit sollten detaillierte Drainagepläne vorliegen.

Als **Untersuchungsflächen** wurden **ein Pseudogley aus Lößlehm über Hauptterassenschottern (Standort Auen/Standorttyp I) und drei Pseudogleye aus Lößlehm über periglazialer Fließerde** ausgewählt (**Standort Schornbusch/Standorttyp II**). Um neben der vertikalen auch die lateralen Stofftransporte am Standort Schornbusch erfassen zu können, wurde am **Standort Schornbusch** eine **Hangcatena mit drei Teilflächen** angelegt, die aufgrund ihrer relativen Lage zueinander als Ober-, Mittel- und Unterhang bezeichnet werden. Für die Auswahl der Teilflächen wurden die Standortkriterien des Standorttyps II wie folgt erweitert:

- Es sollte eine hydraulische Verbindung zwischen den Teilflächen bestehen.
- Die Teilflächen sollten sich in ihrer Stauwasserdynamik unterscheiden.
- Alle Teilflächen sollten gleich bewirtschaftet werden.

2.2.2 Untersuchungsstandorte „Auen“ und „Schornbusch“

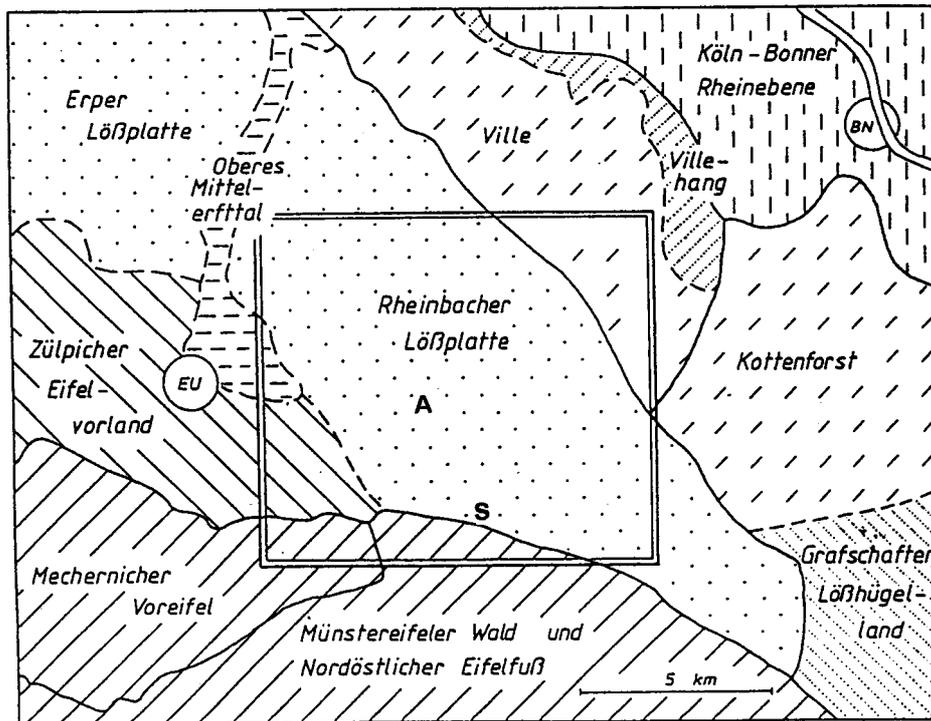


Abb. 2-2: Lage der Untersuchungsstandorte Auen (A) und Schornbusch (S) (unter Verwendung von ZEPP & STEIN 1991)

2.2.2.1 Standorttyp I: „Auen“

Standort Auen² entspricht (ohne Sd-Horizont im ersten Profilmeter) einem relativ wasser-durchlässigen Pseudogley. Es steht etwa 1,2 m mächtiger Lößlehm über Hauptterrassenschot-tern an. Da der Standort in ebener Lage liegt und die Schichtfolge keine geneigte Schichtflä- che aufweist, ist davon auszugehen, daß die Sickerwasserbewegung und der daran gebundene Stofftransport unterhalb des Wurzelraumes ausschließlich vertikal ins Grundwasser gerichtet ist und der Standort Auen dem Standorttyp I entspricht. Bedingt durch den Lößlehm ist die Bodenart im gesamten Bodenprofil bis zur Hauptterrasse schluffiger Lehm. Die Rohdichte (ρ_t) nimmt mit zunehmender Tiefe von 1,55 auf 1,67 g/cm³ zu. Der Humusgehalt ist mit 1,9 % im Ap-Horizont nach AG BODENKUNDE (1994) als schwach humos zu bezeichnen und nimmt im Sw-Horizont bis auf 0,5 % (sehr schwach humos) ab. Der reaktionszustand des Bodens ist im gesamten Profil nach AG BODENKUNDE (1994) neutral (Tab. 2-2). Der im Vergleich

² Die Standortbezeichnung „Auen“ beruht auf der Namensgebung der ortsansässigen Landwirte und soll keine Auendynamik am Standort suggerieren.

zum Standort Schornbusch relativ geringe Humusgehalt ist aufgrund der rein mineralischen Düngung zu erklären (Tab. 2-9).

Tab. 2-1: Profilsprache Standort Auen

Standort Auen Pseudogley aus Lößlehm über Hauptterrassenschottern (Profilsprache nach AG Bodenkunde 1994)		
Tiefe [cm]	Horizont-symbol	Beschreibung
0 - 35	Ap	schluffiger Lehm, matt gelblich braun (10 YR 4/3), Krümel-Subpolyedergefüge, durchwurzelt, schwache Mn- und Fe- Flecken, Skelettanteil (< 1%)
35 - 45	Sw	schluffiger Lehm, braun (7,5 YR 4/4) braun (10 YR 4/4) Farbe nicht eindeutig festzulegen, schwache Mn- und Fe- Flecken, schwache Bleichspuren, schwach grusig, plattiges Polyedergefüge, durchwurzelt, Skelettanteil (< 1%)
45-80	II Sw	schluffiger Lehm, matt gelblich braun (10 YR 5/4) dunkel braun (10 YR 3/3) Übergänge zu Fe und Mn-Flecken stark gebleicht, Polyedergefüge, durchwurzelt, Skelettanteil (< 1%)
80-120	II Sw2	schluffiger Lehm, matt gelblich braun (10 YR 4/3), Fe und Mn-Flecken, stark gebleicht, Rostfleckung rotbraun, Polyedergefüge, durchwurzelt, Skelettanteil (< 1%)
120+	II Sd	schluffiger Lehm, stark grusig, matt gelblich braun (10 YR 4/3), stark steinig, Skelettanteil (< 5 - 10 %)

Tab. 2-2: Kenndaten Standort Auen

Horizont	Tiefe [cm]	S [%]	U [%]	T [%]	Bodenart	pH CaCl ₂	Humus ¹ [%]	C/N ¹	ρ _t [g/cm ³]	k _a -Wert [pF 1,8 cm/d]	k _f -Wert [nach KA 4 cm/d]
Ap	0 - 35	19	62	19	Lu	6,9	1,9	8,6	1,55	0,02-0,03	18
II Sw	45 - 80	27	52	21	Lu	7,0	0,9	6,3	1,67	0,01-0,03	18
II Sw2	80 +	16	58	26	Lu	7,0	0,5	4,7	n.b.	n.b.	18

n.b. = nicht bestimmt, 1 = Quelle: Trimborn (2001)

2.2.2.2 Standorttyp II: „Schornbusch“

Die Teilflächen Ober-, Mittel- und Unterhang der Hangcatena Schornbusch (vgl. Abb. 4-20, S. 86) entsprechen dem Standorttyp II und umfassen eine Geländesituation mit Pseudogley aus Lößlehm über einer undurchlässigen, tonigen Verwitterungsschicht (tertiärer, umgelagerter „Graulehm“), wie sie im Übergang der Rheinbacher Lößplatte zur südlich angrenzenden Nordabdachung der Eifel in hängiger Reliefposition häufig auftritt. Die Entfernung zwischen den Teilflächen Ober- und Unterhang beträgt 75 m. Bei einem Höhenunterschied von 1,8 m entspricht das einem Gefälle von 2,4 %. Die Hangneigung ist nach AG BODENKUNDE (1994) als schwach geneigt zu bezeichnen. Das Hangwasser und die darin gelösten Nährstoffe speisen über die Dränagen einen Vorfluter (Eschbach).

In den Ap-Horizonten der Teilflächen Ober-, Mittel- und Unterhang herrscht die Bodenart schluffiger Lehm vor (Tab. 2-3 bis Tab. 2-8). Im Sd-Horizont der Teilflächen Ober- und Mit-

telhang wurde als Bodenart schwach toniger Lehm nachgewiesen. Auffällig ist der im Vergleich zu den Teilflächen Ober- und Mittelhang im Sw-Horizont erhöhte Ton- und Schluffgehalt der Teilfläche Unterhang. Es ist zu vermuten, daß die erhöhten Schluff- und Tongehalte durch Verlagerung am Hang zu erklären sind. Von besonderer Bedeutung ist der hohe Skelettanteil in der periglazialen Fließerde, der zum Teil bis 30 % ausmachen kann. Die Rohdichte (ρ_t) schwankt im Ap-Horizont zwischen 1,5 und 1,6 g/cm³ nach AG BODENKUNDE (1994) im mittleren Bereich. Dagegen ist die Rohdichte der Sd-Horizonte der Teilflächen Ober- und Mittelhang zwischen 1,7 und 2,0 g/cm³ als hoch bis sehr hoch zu bewerten. Der Humusgehalt der Ap-Horizonte liegt bei 2 % und ist nach AG BODENKUNDE (1994) als mittel humos zu bezeichnen. Die Bodenreaktion ist in den Ap-Horizonten nach AG BODENKUNDE (1994) sehr schwach bis schwach alkalisch. Im Bereich der Stauwasserleiter und –körper neutral. Eine Ausnahme bildet der durch Hangzugwasser geprägte Sew-Horizont, der Teilfläche Oberhang, der mit einem pH-Wert von 6,1 nach AG BODENKUNDE (1994) als schwach sauer zu bewerten ist.

Tab. 2-3: Profilsprache Standort Schornbusch Teilfläche Oberhang

Teilfläche Oberhang Pseudogley aus Lößlehm über periglazialer Fließerde (Profilsprache nach AG Bodenkunde 1994).		
Tiefe [cm]	Horizont-symbol	Beschreibung
0-28	Ap	schluffiger Lehm, braun (10 YR 4/4), hydromorphe Merkmale, Fe- und Mn-Flecken, durchwurzelt, steinig, Skelettanteil (< 1 %)
28-40	Sew	schluffiger Lehm, Bleichung deutet auf Hangwasserzug in 40 cm hin hell grau (2,5 Y 8/1), durchwurzelt, hydromorphe Merkmale, Fe-Flecken überwiegen gegenüber den Mn-Flecken, Skelettanteil (1 - 2 %)
40-70	II Swd	schwach toniger Lehm, gelblich grau (2,5 Y 6/1) und gelblich braun (2,5 Y 5/3), starke hydromorphe Merkmale, rötlichere Farbe, steinig, grusig, durchwurzelt, Fe- und Mn-Konkretionen 2-3mm, Überzüge auf Steinen, greift taschenförmig in Sd ein, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (5 - 10 %)
70-90	II Sd	schwach toniger Lehm, graugelb (2,5 Y 5/3), hydromorphe Merkmale, marmoriert, stark steinig, Untergrenze scharf wellig, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (10 - 30 %)
90+	II Sd	schwach toniger Lehm, graugelb (2,5 Y 5/3) und gelblich grau (2,5 Y 6/7), weniger Steine als im Sd bis 90 cm, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (5 - 10 %)

Tab. 2-4: Kenndaten des Pseudogleys der Teilfläche Oberhang des Standortes Schornbusch

Horizont	Tiefe [cm]	S [%]	U [%]	T [%]	Bodenart	pH CaCl ₂	Humus ¹ [%]	C/N ¹	ρ_t [g/cm ³]	k_a -Wert [pF 1,8 cm/d]	k_f -Wert [nach KA 4 cm/d]
Ap	0 - 28	23	60	17	Lu	7,6	2,1	11,0	1,51	0,01-0,03	18
Sew	28 - 40	19	61	20	Lu	6,1	0,9	9,0	1,67	0,01-0,10	6
II Sd	70 +	30	40	30	Lt2	7,1	0,3	4,5	1,68	0,001-0,01	4

¹ = Quelle: Trimborn (2001)

Tab. 2-5: Profilsprache Standort Schornbusch Teilfläche Mittelhang

Teilfläche Mittelhang Pseudogley aus Lößlehm über periglazialer Fließerde (Profilsprache nach AG Bodenkunde 1994).		
Tiefe [cm]	Horizont-symbol	Beschreibung
0-35	Ap	schluffiger Lehm, braun (10 YR 4/4), durchwurzelt, kaum hydromorphe Merkmale, Fe- und Mn-Flecken, steinig, Skelettanteil (< 1 %)
35-60	Swd	schwach toniger Lehm, gelblich braun (2,5 Y 5/3), durchwurzelt, hydromorphe Merkmale, steinig, grusig, leicht marmoriert, mürbe rote quarzitische Sandsteine, hoher Skelettgehalt, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (2 - 5 %)
60+	II Sd	schwach toniger Lehm, gelblich grau (2,5 Y 6/1), steinige dichte Solifluktionsdecke, marmoriert, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (5 - 10 %)

Tab. 2-6: Kenndaten des Pseudogleys der Teilfläche Mittelhang des Standortes Schornbusch

Horizont	Tiefe [cm]	S [%]	U [%]	T [%]	Boden-art	pH CaCl ₂	Humus ¹ [%]	C/N ¹	ρt [g/cm ³]	k _a -Wert [pF 1,8 cm/d]	k _f -Wert [nach KA 4 cm/d]
Ap	0 - 35	24	56	20	Lu	7,5	2,1	10,8	1,53	0,02-0,04	18
Swd	35 - 60	19	49	32	Lt2	7,3	1,2	9,2	1,87	0,005-0,01	4
II Sd	60 +	27	47	26	Lt2	7,4	0,4	5,5	1,97	0,004-0,008	4

1 = Quelle: Trimborn (2001)

Tab. 2-7: Profilsprache Standort Schornbusch Teilfläche Unterhang

Teilfläche Unterhang Pseudogley aus Lößlehm über periglazialer Fließerde (Profilsprache nach AG Bodenkunde 1994).		
Tiefe [cm]	Horizont-symbol	Beschreibung
0-35	Ap	schluffiger Lehm, braun (10 YR 4/4), durchwurzelt, hydromorphe Merkmale, Fe- und Mn-Flecken, mehr Mn- als Fe-Flecken, Skelettanteil (< 1 %)
35-65	Sw	mittelschluffiger Ton, matt gelblich braun (10 YR 5/4), starke hydromorphe Merkmale, große Mn -Konkretionen steinig, durchwurzelt, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (< 1%)
65+	II Sw	stark toniger Schluff, scharfe Grenze, grauere Farbe grau gelblich braun (10 YR 6/2), leicht marmoriert, Subpolyedergefüge, Skelettanteil (< 1 %)

Tab. 2-8: Kenndaten des Pseudogleys der Teilfläche Unterhang des Standortes Schornbusch

Horizont	Tiefe [cm]	S [%]	U [%]	T [%]	Boden-art	pH CaCl ₂	Humus ¹ [%]	C/N ¹	ρt [g/cm ³]	k _a -Wert [pF 1,8 cm/d]	k _f -Wert [nach KA 4 cm/d]
Ap	0 - 35	19	62	19	Lu	7,3	2,0	10,2	1,59	0,04-0,07	18
Sw	35 - 65	4	65	31	Tu3	7,2	1,3	9,0	1,72	0,01-0,03	6
II Sw	65 +	10	69	21	Ut4	7,1	0,7	8,0	1,64	0,03-0,08	4

1 = Quelle: Trimborn (2001)

Die schwierige Geländesituation (komplexe Lagerungsverhältnisse der periglazialen Deckschichten) verhinderte eine Festlegung der Meßparzellen nur anhand der Relieflage. Vielmehr war es nötig, die 4,2 ha große Fläche des Ackerschlagers Schornbusch in einem ca. 40 m-Raster durch 80 Bohrungen von 4 bis 6 Meter Tiefe zu sondieren. Am Blockbild (Abb. 2-3) kann eine schematische, stark vereinfachte Anordnung der periglazialen Deckschichten vorgestellt werden.

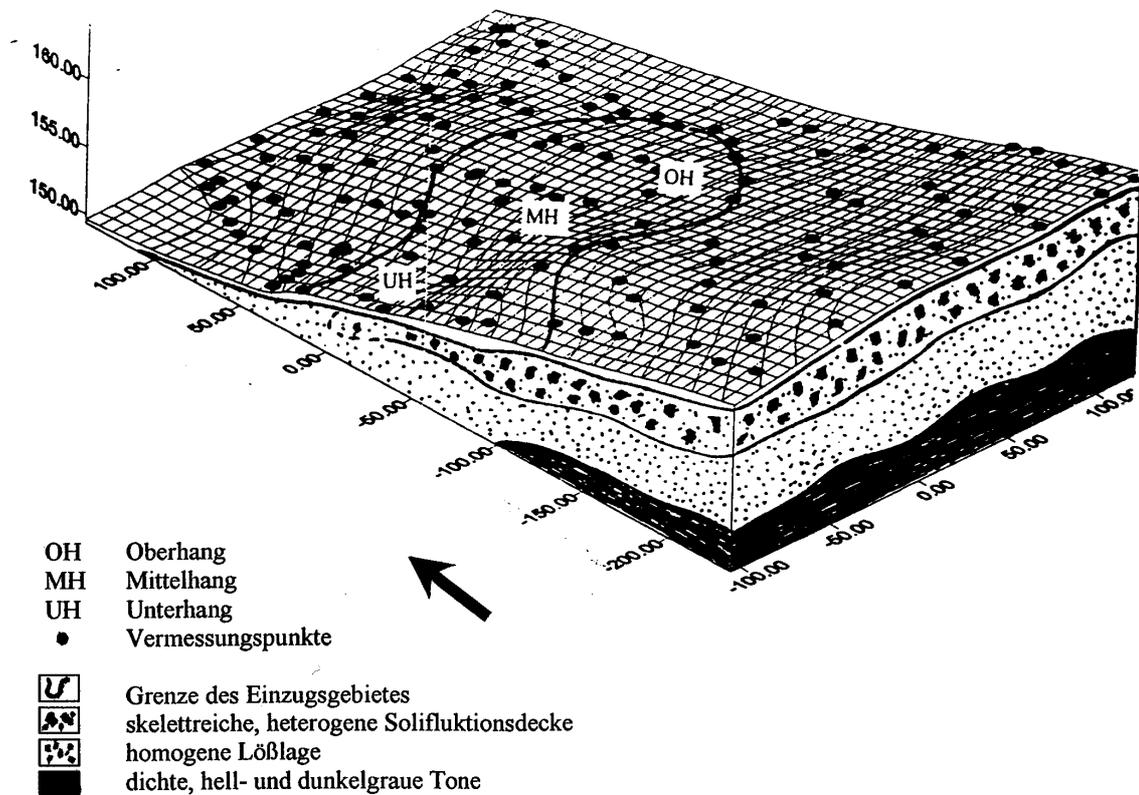


Abb. 2-3: Schematische Darstellung der periglazialen Deckschichten am Standort Schornbusch

Unter einer Lößauflage, die zwischen 30 und 60 cm mächtig ist, folgt eine sehr dichte und sehr skelettreiche Schicht mit deutlichen hydromorphen Merkmalen. Diese Soliflukionsdecke ist in ihrer Bodenartenzusammensetzung sehr heterogen aufgebaut. Es liegen unregelmäßig, tonige neben sandigen Bereichen. Die Mächtigkeit dieser Schicht, die in den Profilbeschreibungen mit Sd angesprochen wurde, schwankt in der Regel zwischen 50 cm und 2 m. Diese Soliflukionsdecke streicht vom Oberhang zum Unterhang aus. Im Liegenden folgt eine in

Farbe und Bodenart relativ homogene Lößlehmlage mit schwachen hydromorphen Merkmalen. Die Basis der Bohrungen bildeten sehr dichte, hell- oder dunkelgraue Tone in ca. 3 bis 4 Metern Tiefe. Es wurde unterstellt, daß diese Schicht wegen ihrer relativ hohen Dichte und des hohen Tongehalts den Stauer für das Hangzugwasser bildet. Durch die detaillierte Aufnahme der Deckschichten konnte gewährleistet werden, daß die eingangs formulierten Standortkriterien weitgehend erfüllt wurden. Außerdem konnte bei der feldbodenkundlichen Ansprache der Grad der Staunässe nach AG BODENKUNDE (1982) abgeschätzt und eine Aussage über die zu erwartenden, bevorzugten Fließrichtungen des Bodenwassers getroffen werden.

2.2.3 Bodenhydrologische Substratkennzeichnung

Im Rahmen der bodenhydrologischen Substratkennzeichnung wurden neben den Bodenarten und der effektiven Lagerungsdichte auch die **k_u - und pF -Funktionen** bestimmt (Kap. 3.1). Die pF - und k_u -Funktionen dienten als Interpretationshilfe für zum Teil unerwartete Verläufe der im Gelände gemessenen Tensionen und bildeten die Grundlage für die Simulation des Bodenwasserhaushaltes. Es wurde zur besseren Übersichtlichkeit bei der folgenden Ergebnisdarstellung für jede der vier Untersuchungsflächen eine repräsentative pF - bzw. k_u -Funktion pro Horizont ausgewählt und dargestellt. Die bei den Freilanduntersuchungen nachgewiesenen Variationsbreiten werden exemplarisch jeweils für zwei Horizonte am Standort Auen und für die Teilflächen Ober- und Unterhang des Standortes Schornbusch dargestellt.

Die pF -Kurven des **Standort Auen** (Abb. 2-2) für den Ap- und Sw- Horizont verlaufen auf unterschiedlichem Niveau parallel. Die Wassergehalte im Ap-Horizont liegen etwa 3 Vol.% über denen des Sw-Horizontes. Die Wassergehaltsamplitude liegt im Bereich von pF 1,5 bis pF 3,0 bei annähernd 10 %. Im Gegensatz zu den pF -Kurven verlaufen die k_u -Funktionen (Abb. 2-3) nicht parallel. Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit wird oberhalb von pF 2 im Sw-Horizont langsamer als im Ap-Horizont, trotz gleicher Steigung der Wasserspannungskurve. Wasserstau und Herausbildung der hydromorphen Merkmale im Bodenprofil ab 45 cm Tiefe sind so nicht nur auf die Existenz des unterlagernden Stauhizontes in 120 cm Tiefe zurückzuführen, sondern auch durch die k_u -Funktion des Sw-Horizontes begünstigt.

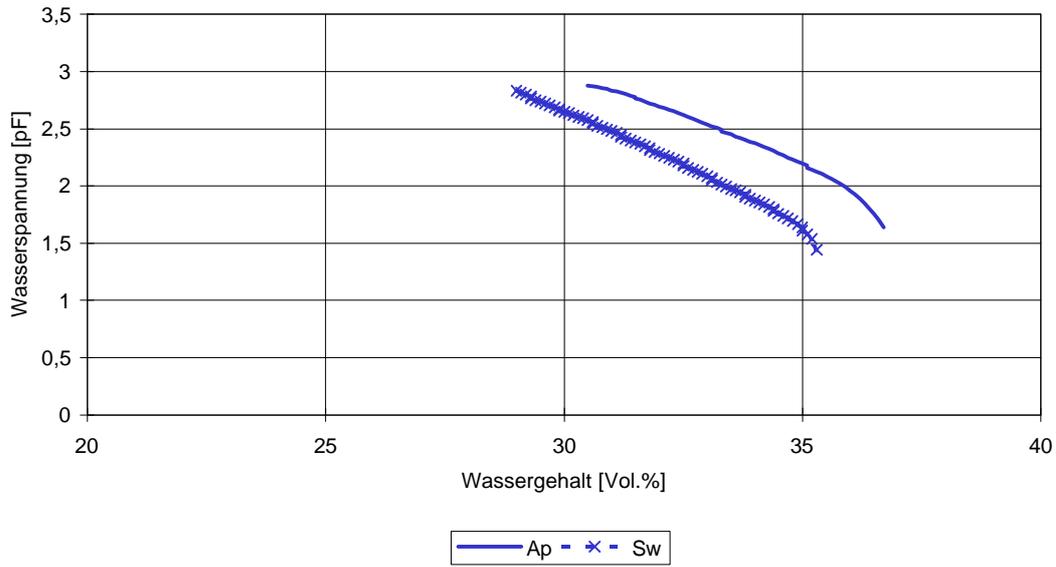


Abb. 2-4: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Auen für ausgewählte Horizonte.

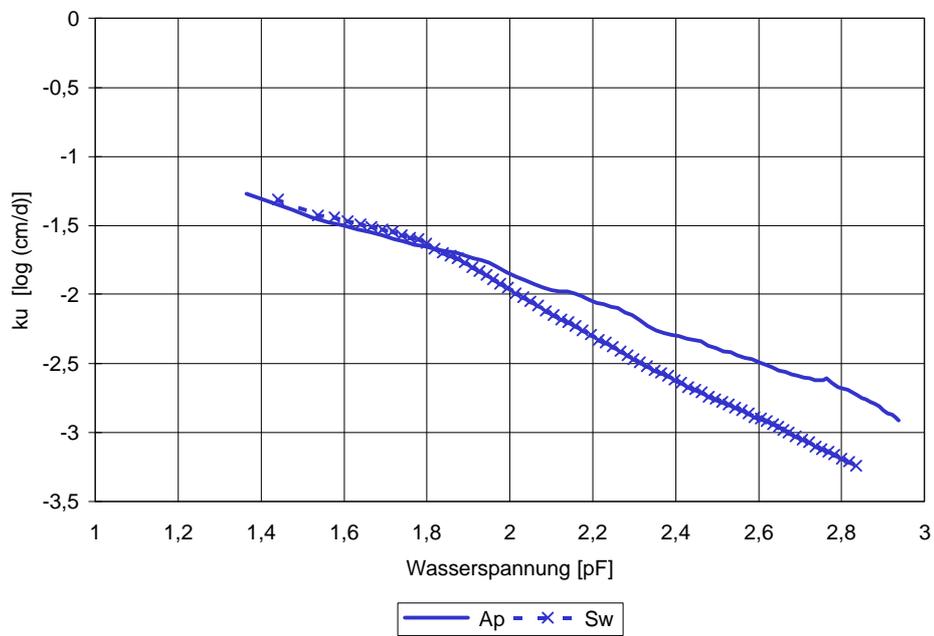


Abb. 2-5: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Auen für ausgewählte Horizonte.

Die pF-Kurve des Sd-Horizontes der **Teilfläche Oberhang** (Abb. 2-6) zeichnet sich durch einen sehr steilen Verlauf und ein sehr geringes Gesamtporenvolumen von weniger als 31 Vol.% aus. Das bedeutet, daß der Wassergehalt bei einer großen Saugspannungsänderung nur geringen Schwankungen ausgesetzt ist. Unterhalb von pF 3 ist mit einer Schwankung von weniger als 5 Vol.% zu rechnen. Der Ap-Horizont weist eine wesentlich höhere Wassergehaltsamplitude (> 10 Vol.%) als der Sd-Horizont auf. Die Wasserspannungscharakteristik des Sew-Horizontes liegt zwischen denen der umgebenden Horizonte Ap und Sd.

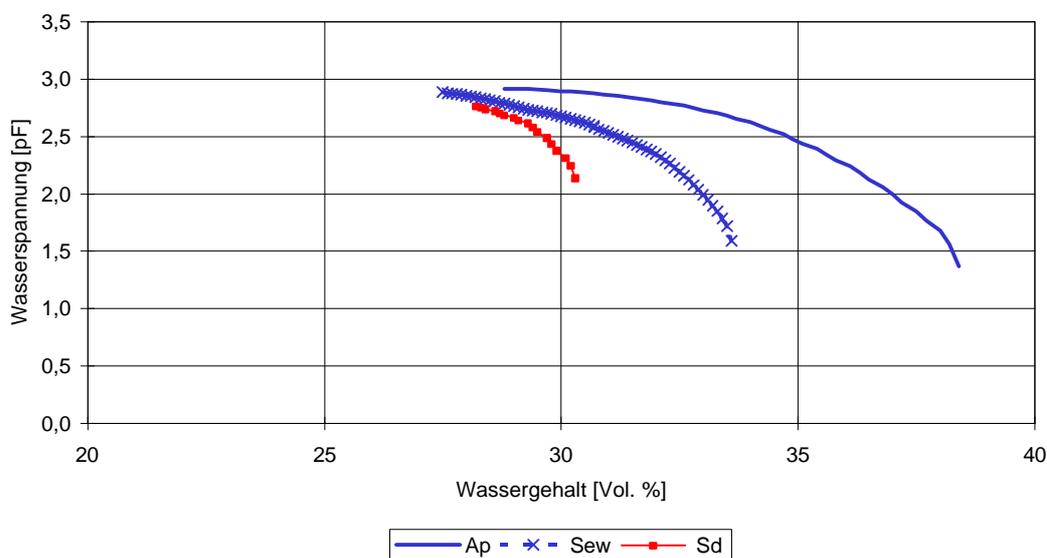


Abb. 2-6: :Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Oberhang) für ausgewählte Horizonte.

Betrachtet man die k_u -Funktionen, zeigen die Kurven des Sd-Horizontes die geringste ungesättigte Wasserleitfähigkeit. Die Kurven des Ap- und des Sew-Horizontes verlaufen parallel auf höherem Niveau (Abb. 2-7).

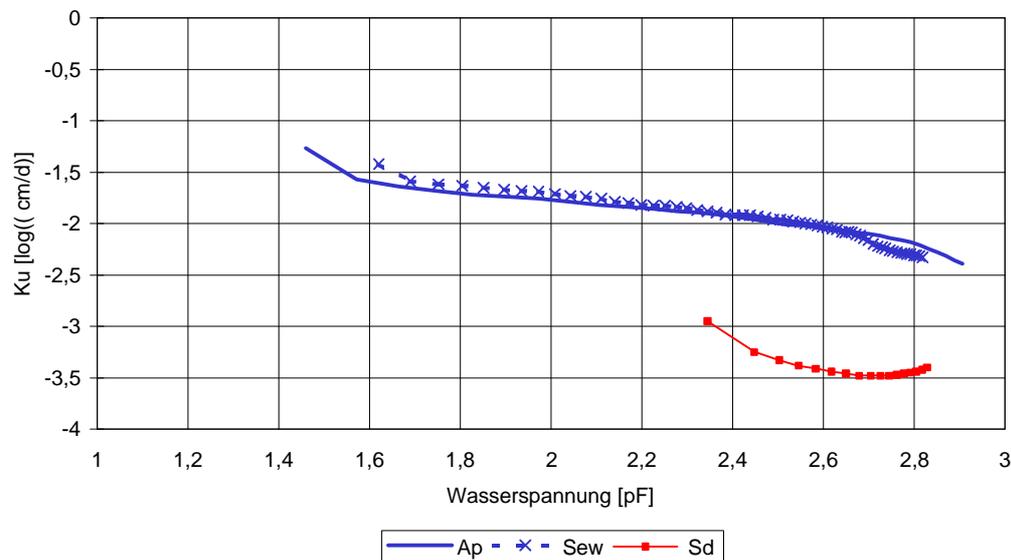


Abb. 2-7: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Oberhang) für ausgewählte Horizonte.

Die pF-Kurve des Sd-Horizontes der **Teilfläche Mittelhang** (Abb. 2-8) zeichnet sich wie am Standort Oberhang durch einen sehr steilen Verlauf und ein sehr geringes Gesamtporenvolumen von weniger als 31 Vol. % aus. Die pF-Kurven des Ap- und Swd-Horizontes liegen im Saugspannungsbereich von pF 2,5 - pF 1,5 beinahe parallel. Der Swd-Horizont weist ähnlich wie der Sd-Horizont einen steileren Verlauf als der Ap-Horizont auf, liegt jedoch auf dem höchsten Niveau zwischen 30 - 37 Vol %. Die Kurven zeigen, daß der Swd-Horizont am Standort Mittelhang, bei Berücksichtigung der natürlichen Streuung der Ergebnisse dieses Horizontes von z.T 10 %, in seinem Verhalten mehr dem Ap- als dem Sd-Horizont entspricht. Dies steht im Widerspruch zur Dichte von $1,87 \text{ g/cm}^3$ (ρ_t) (Tab. 2-6). Durch die hohe Streuung der Ergebnisse ist der Swd-Horizont als Übergangshorizont zwischen dem Ap- und Sd-Horizont meß- und probentechnisch schwer abgrenzbar.

Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit (Abb. 2-9) des Ap-Horizontes am Mittelhang ist höher als in den Horizonten Swd und Sd, die auf geringerem Niveau parallel verlaufen. Die wasserstauenden Horizonte des Mittelhangs ähneln im Verlauf und Niveau dem Sd-Horizont des Oberhangs. Der Ap-Horizont weist jedoch eine geringere ungesättigte Wasserleitfähigkeit auf als die übrigen zwei Standorte im Schornbuschbereich.

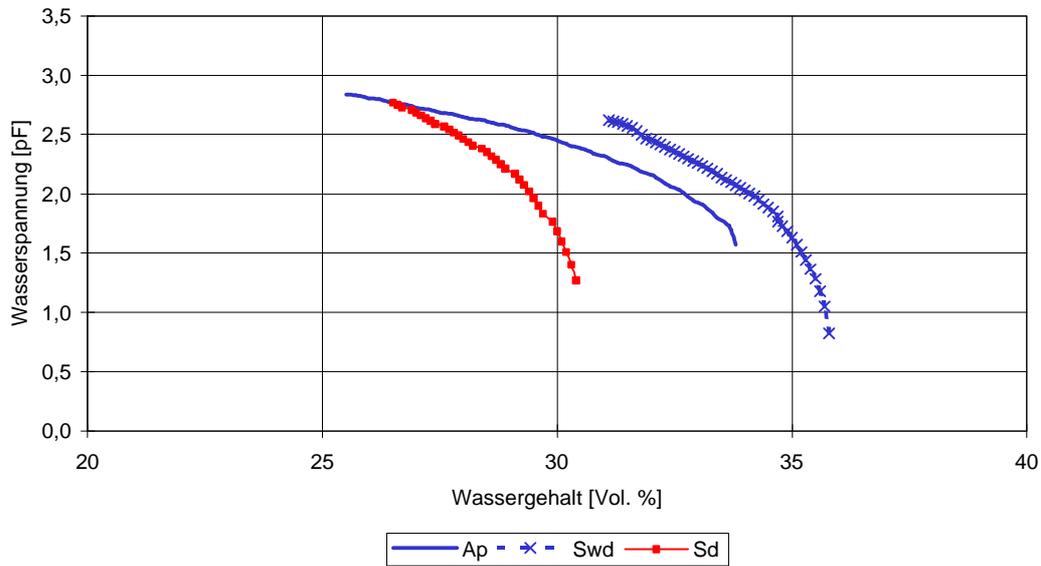


Abb. 2-8: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Mittelhang) für ausgewählte Horizonte.

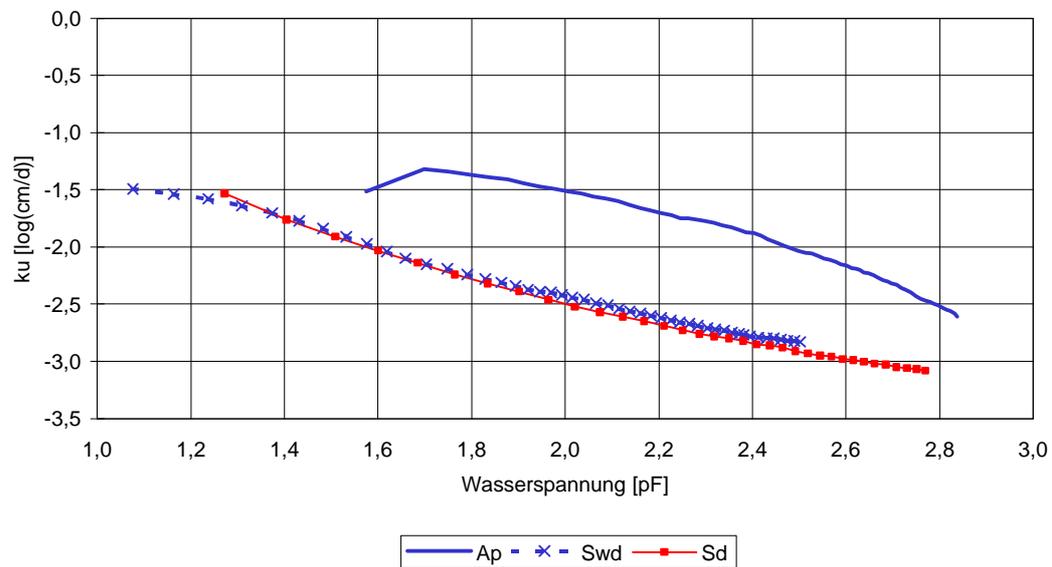


Abb. 2-9: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (ku-Funktion) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Mittelhang) für ausgewählte Horizonte.

Die pF-Kurve des Sw2 an der **Teilfläche Unterhang** (Abb. 2-10) besitzt eine Wassergehaltsamplitude von 30 Vol. % bis 42 Vol. %. Besonders auffällig ist die geringe Wasseramplitude des Sw1 von 24 Vol % bis 29 Vol %. Dies ist im Hinblick auf den Geländebefund überraschend, kann jedoch mit dem hohen Tongehalt des Horizontes von 31 % erklärt werden. Der Ap-Horizont nimmt hinsichtlich seiner Wasserspannungscharakteristik eine mittlere Stellung zwischen den Sw1 und Sw2 Horizonten ein.

An der Teilfläche Unterhang besitzt der Sw2-Horizont in einem Meter Tiefe die höchste ungesättigte Wasserleitfähigkeit über den gesamten Meßbereich von pF 1,5 bis pF 3,0. Der Ap-Horizont nimmt wie bei der pF-Funktion eine Mittelstellung ein. Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit im Sw1 ist sehr gering und mit den wasserstauenden Horizonten der Standorte Ober- und Mittelhang zu vergleichen. Der Ap-Horizont ähnelt in seinem Verlauf und Niveau der k_u -Funktion des Ap-Horizont des Standortes Mittelhang.

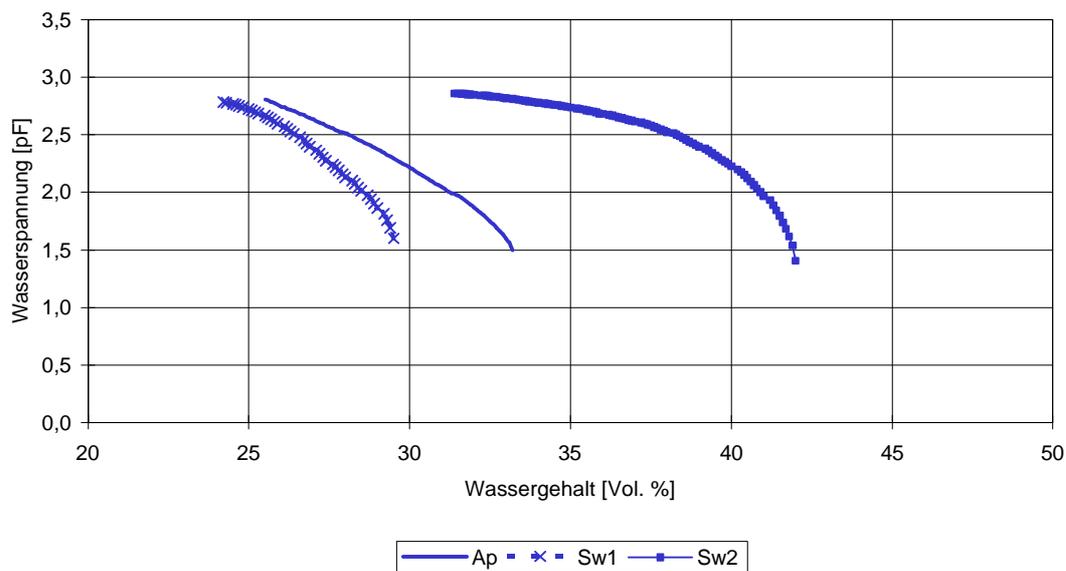


Abb. 2-10: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Unterhang) für ausgewählte Horizonte.

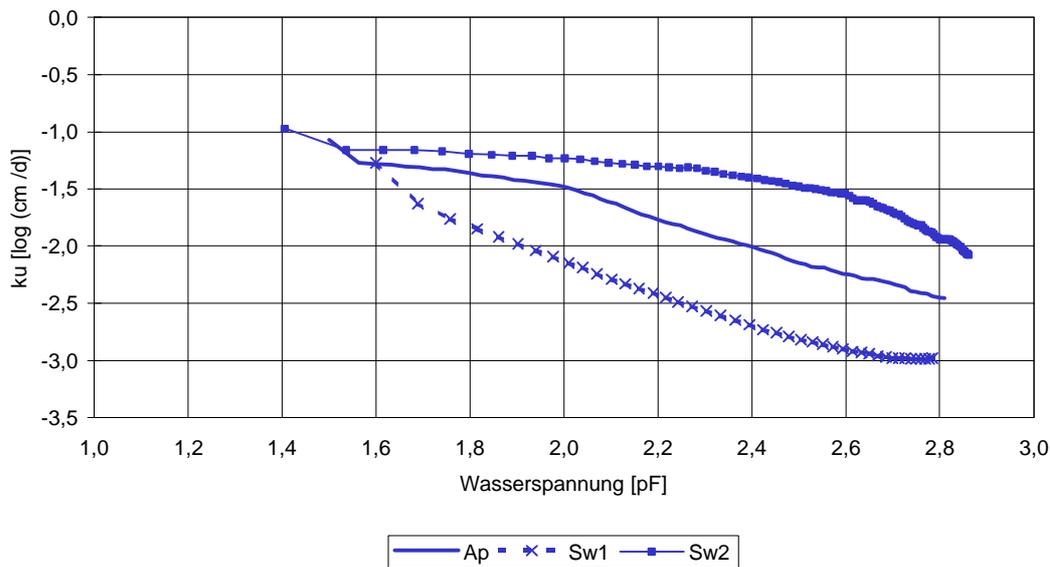


Abb. 2-11: Wasserleitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung (k_u -Funktion) des Standortes Schornbusch (Teilfläche Unterhang) für ausgewählte Horizonte.

Die Abb. 2-12 und Abb. 2-13 zeigen die **gemessenen Variationsbreiten der pF- und k_u -Funktionen** jeweils für den Ap- und Stauwasserbereich (Sw bzw. Sd-Horizont) an den Standorten Auen und Schornbusch (Teilfläche Ober- und Unterhang).

Bei der Betrachtung der **pF-Funktionen** (Abb. 2-12) fallen Variationsbreiten von ca. 10 Vol.% im gesamten Meßbereich im Ap-Horizont der Teilfläche Oberhang auf. Es ist zu vermuten, daß die großen Differenzen durch einen unterschiedlichen Skelettgehalt in den Proben zu erklären sind. Eine gesonderte Bodenartenbestimmung für jede Meßparallele war aus technischen Gründen jedoch nicht möglich. Im Stauwasserbereich waren die gemessenen Variationsbreiten dagegen geringer als im Ap-Horizont und lagen bei ca. 5 Vol.%. Die höchsten Variationsbreiten im Stauwasserbereich wurden in den Sd-Horizonten der Teilflächen Ober- und Mittelhang nachgewiesen. Die größeren Differenzen in den Sd-Horizonten im Vergleich zu den Sw-Horizonten sind durch den differenzierten Aufbau der periglazialen Fließerde, die den Sd-Horizont bildet, zu erklären.

Die Variationsbreite der **k_u -Funktionen** (Abb. 2-13) ist sowohl im Ap-Horizont als auch im Stauwasserbereich gering. Die Variationsbreite in den Ap- und Sw-Horizonten liegen im gesamten Meßbereich unter 0,5 Zehnerpotenzen. Die Parallelen verlaufen auf gleichem Niveau und liefern annähernd die gleichen Ergebnisse. An der Teilfläche Oberhang des Standortes Schornbusch beträgt die Variationsbreite bei pF 2,5 geringfügig über 0,5 Zehnerpotenzen.

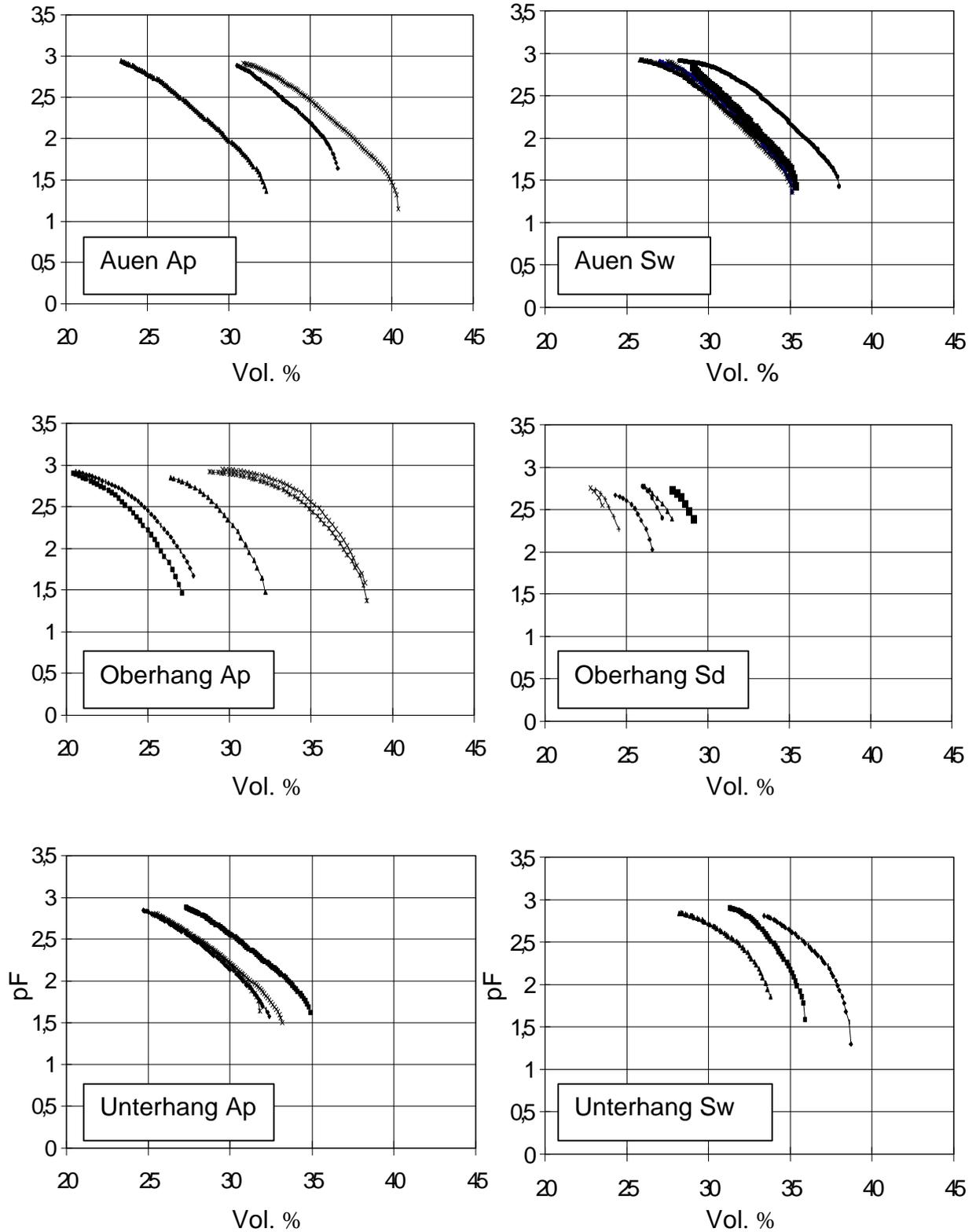


Abb. 2-12: Variationsbreite der pF-Kurven am Standort Auen und Schornbusch (Teilfläche Ober- und Unterhang).

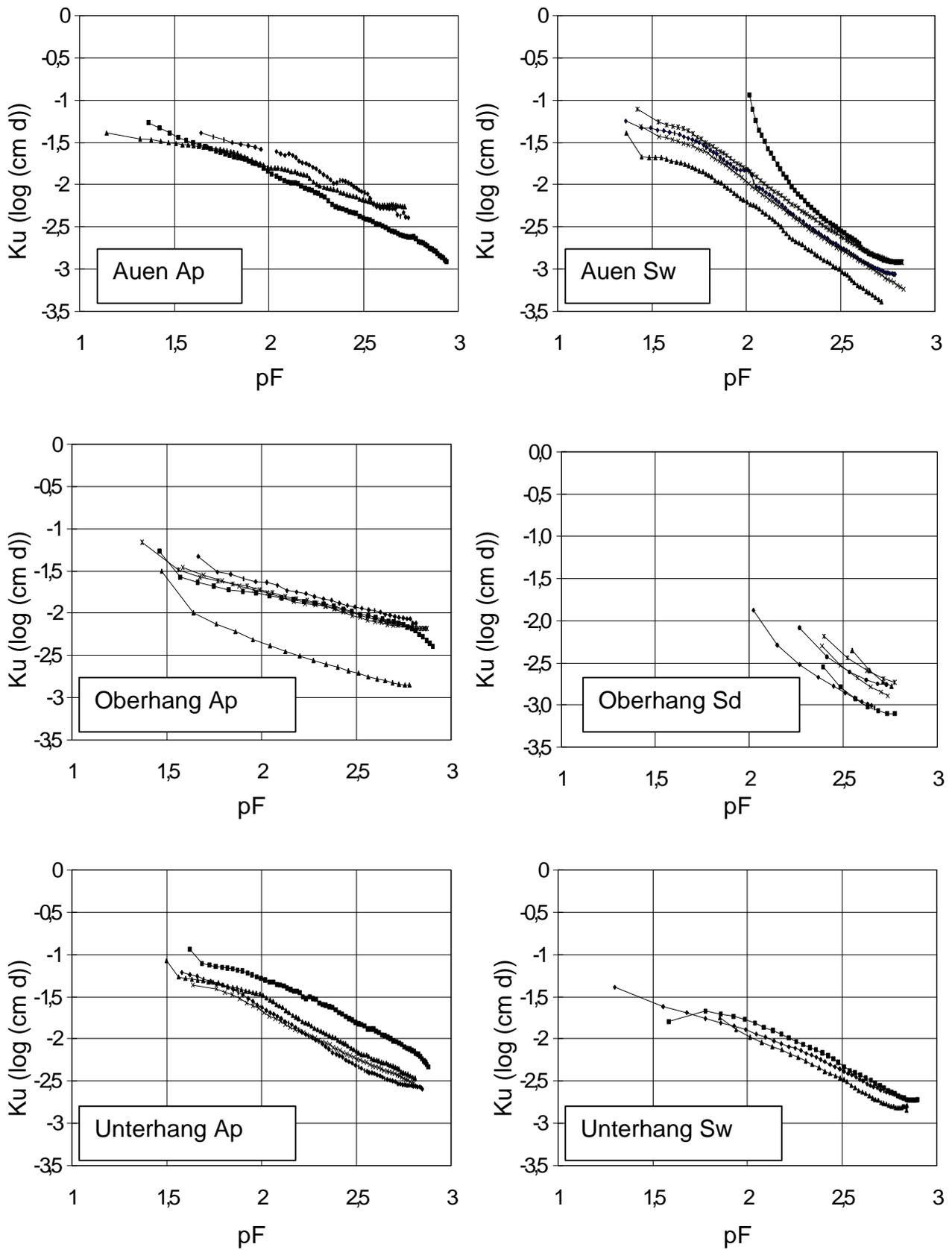


Abb. 2-13: Variationsbreite der k_u -Funktionen am Standort Auen und Schornbusch (Teilfläche Ober- und Unterhang).

2.2.4 Bewirtschaftungs- und Düngungsmaßnahmen

Die zwei Ackerschläge der Untersuchungsstandorte „Auen“ und „Schornbusch“ werden konventionell mit wendender Bodenbearbeitung bewirtschaftet. Da die Standorte zu verschiedenen landwirtschaftlichen Betrieben gehören, unterscheiden sie sich in der Fruchtfolge und Düngung (Tab. 2-9). Standort Auen wird ausschließlich mineralisch gedüngt, am Standort Schornbusch kommen dagegen zusätzlich organische Dünger (Rindergülle) zum Einsatz. Auf beiden Standorten wird die für die Region typische Fruchtfolge Winterweizen, Wintergerste im Wechsel mit Zuckerrübe angebaut. Zwischenfrüchte wurden während der Untersuchungsperiode nicht angebaut.

Tab. 2-9: Fruchtfolge, Bewirtschaftung und Düngung der Standorte (Quelle: mündl. Mitteilung der Landwirte)

Fruchtfolge	1995	1996	1997	1998
Auen	Zuckerrübe	Winterweizen	Wintergerste	Zuckerrübe
Schornbusch	Winterweizen	Zuckerrübe	Winterweizen	Winterweizen
Bewirtschaftung	1995 - 1998			
Auen	konventionell; wendende Bodenbearbeitung			
Schornbusch	konventionell; wendende Bodenbearbeitung			
Düngung	1995 - 1998			
Auen	mineralisch			
Schornbusch	organisch (Rindergülle)/ mineralisch			

3 Untersuchungsmethoden

3.1 Bodenphysikalische Untersuchungen

Die **Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit (k_u) und der Wasserspannungskurven (pF-Kurve)** geschah nach der Verdunstungsmethode (BECHER 1970, 1971, 1975, KRAHMER 1987, PLAGGE 1991) an ungestörten Stechzylinderproben (250 cm³) im Labor. Im Anschluß wurde die **Rohdichte trocken (ρ_t)** bestimmt und die **effektive Lagerungsdichte** nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) berechnet. Die Stechzylinderproben wurden an allen Teilflächen horizontorientiert zu je sechs Parallelen genommen. An gestörten Bodenproben wurde die **Körnung des Feinbodens** (< 2 mm) durch die kombinierte Sieb-Pipett-Analyse nach KÖHN bestimmt (SCHLICHTING et al. 1995).

3.2 Meteorologische und bodenhydrologische Meßreihen

Als wichtige Komponenten des Gebietswasserhaushaltes wurden die Niederschläge in 1 m Höhe sowie relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Lufttemperatur in 2 m Höhe kontinuierlich über eine im Rahmen des Projektes installierte **Klimastation am Standort Schornbusch** erfaßt. Die Meßwerte wurden in zehnminütigen Intervallen aufgezeichnet.

Die **Bodentemperaturen** wurden in zehnminütigen Intervallen mittels Bodentemperatursonden (Fa. UGT, Typ PT 100) an den Untersuchungsflächen der Standorte Auen und Schornbusch in den Tiefen 15, 50 und 100 cm erfaßt.

Die Bodenfeuchte wurde über **Tensiometer** (Fa. Völkner, Typ P80) und **TDR-Sonden** (Fa. IMKO, Feldmessgerät TRIME FM) erfaßt. Die Tensionen konnten über Druckaufnehmer (Fa. UMS, Typ T3), die mit einem Logger (Fa. UMS, Delta-T-Logger DL2) verbunden waren, kontinuierlich in zehnminütigen Intervallen gemessen werden. Bei der Installation wurde soweit möglich die gesamte ungesättigte Zone (= Wurzelraum und Dränzone) berücksichtigt. Es wurden pro Untersuchungsfläche jeweils 6 Meßtiefen von 10 bis 120 cm Tiefe in einem Abstand von 20 cm zu je zwei Parallelen bestückt. Am Standort Oberhang konnte auf Grund der hohen Dichte und des hohen Skelettgehalts des Sd-Horizontes die Meßtiefe 120 cm nicht verwirklicht werden. Zum Einbau der Tensiometerschäfte wurde ein Bohrloch bis zur Tiefe des angestrebten Meßpunktes vorgebohrt. Um einen besseren hydraulischen Kontakt zwi-

schen Tensiometerzelle und Bodenmatrix zu erreichen, wurden die Tensiometerzellen mit einer Quarzschluffsuspension in dünnbreiiger Konsistenz eingeschlämmt und ins Bohrloch eingeführt. An der Oberfläche wurde der Boden fest angedrückt, um einer bevorzugten Wasserbewegung entlang des Schaftes vorzubeugen. Die Tensiometer waren im Sommer mit entgastem, destilliertem Wasser befüllt. Um im Winter eine Beschädigung durch Frost zu verhindern und die Perioden ohne Daten zu minimieren, wurden die Tensiometer von November bis April mit einem Wasser-Ethanol-Gemisch (2:1) befüllt.

Saugspannungsmessungen konnten ohne längere Ausfallzeiten von Dezember 1995 bis Juni 1998 an den Teilflächen des Standortes Schornbusch und Auen durchgeführt werden. Meßlücken als Folge von extremen Witterungserscheinungen oder technischen Defekten konnten nicht immer vermieden werden. Bei kurzzeitigen Tensiometerdefekten ist nach ZEPP (1987) folgendermaßen verfahren worden: Ein einzelner fehlender Meßwert ist durch den vorhergehenden ersetzt worden, damit bei Bilanzierungen der Wasserumsatz zwischen den beiden Terminen den Wert 0 annimmt. Bei mehreren aufeinanderfolgenden fehlenden Meßwerten wurden zu jedem Termin die Mittelwerte aus den angrenzenden Meßtiefen gebildet, die Saugspannungstiefenfunktion wurde als linear angenommen. Bei fehlenden Meßwerten im Ap-Horizont war diese Mittelwertbildung nicht möglich, hier wurden entweder parallele Meßwerte einer vergleichbaren Teilfläche herangezogen oder der jeweils gültige Meßwert des vorhergehenden Meßtermins als Konstante eingesetzt. Letztere Art des statistischen Lückenschließens war vor allem in den Sommermonaten im Ap-Horizont notwendig, um einerseits für Bilanzierungen vollständige Datensätze zu erhalten und um andererseits die Isoplethendarstellungen konstruieren zu können. Durch diese Art des Meßwertersatzes entstehen keine gravierenden Fehler bei der Bilanzierung der Sickerwassermengen, da während der Sommermonate kein Niederschlagswasser unregistriert den Boden passieren kann (ZEPP 1987).

Die witterungsbedingt zunächst nicht nachvollziehbare Konstanz der Wasserspannungen im Unterboden der Teilfläche Oberhang ließ eine Plausibilitätskontrolle der Tensiometermessungen ratsam erscheinen. Aus diesem Grund wurden im Frühjahr 1996 die Tensiometerstationen der Teilflächen Ober-, Mittel- und Unterhang um jeweils eine TDR-Meßstelle ergänzt. Bis 1 Meter Tiefe wurde pro Teilfläche ein Glasepoxy-Rohr (Trime GFK 44-1), das mit einem Gummidichtstopfen und einer Rohrabdeckung zwischen den Meßterminen abgedichtet war, eingebaut. Der volumetrische Wassergehalt wurde einmal wöchentlich manuell mittels eines

Feldmeßgerätes (TRIME-FM) mit einer angeschlossenen Rohrsonde (TRIME RS 44) in den Tiefen 10, 30, 50, 70 cm abgelesen.

Zur Kontrolle des Grundwasser- bzw. Stauwasserstandes wurden an den Teilflächen des Standortes Schornbusch **Piezometerrohre** in den verschiedenen Horizonten angelegt. Der Wasserstand wurde in einem Rohr von ca. 5 cm Durchmesser bestimmt. Die Rohre waren in dem zu messenden Bereich geschlitzt. Der Boden wurde in der Nähe der Oberfläche stark angedrückt und das Rohr mit einer Verschlusskappe versehen. Die Messung erfolgte wöchentlich manuell mit einer Patsche, die bei Erreichen des Wasserspiegels einen Ton erzeugte.

Die Abflußmessungen im angrenzenden Vorfluter (Eschbach) sowie in der Dränage des Standortes Schornbusch wurden mit **Meßwehren nach Thompson** durchgeführt. Der Abfluß wurde kontinuierlich über Druckaufnehmer in zehnminütigen Intervallen erfaßt.

Um Informationen über vertikale und laterale Verlagerungsgeschwindigkeiten des Bodenwassers zu erhalten und einen Nachweis über die hydraulische Verbindung der Teilflächen am Standort Schornbusch zu erbringen, wurden **Tracerexperimente** durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde am 12.12.1996 an allen vier Meßstandorten ein Chloridtracer (40er Korn-Kali mit 5% MgO, 55 % Cl) und zusätzlich an den Untersuchungsflächen Oberhang und Auen ein Bromidtracer (KBr) eingesetzt (Tab. 3-1). Diese Tracer wurden gewählt, da Chlorid und Bromid bei der routinemäßigen Analyse der bodenchemischen Parameter am Ionenchromatographen (DX 500, Fa. Dionex) erfaßt werden konnten und somit keine zusätzliche Analytik erforderlich war. Problematisch ist jedoch der Nachweis von Bromid in der Bodenlösung bei gleichzeitig hohen Nitratkonzentrationen, da es bei der ionenchromatographischen Messung zu Überlagerungen des Nitrat- und Bromidpeaks kommen kann. Eine regelmäßige Erfassung konnte aus diesem Grund nur an den Standorten Auen und Oberhang erfolgen, da dort die Konzentration des ausgebrachten Bromids sehr hoch war.

Die Tracer wurden auf einer Fläche von 15 m², gelöst in 30 l erwärmtem Wasser, ausgebracht. Bei der Ausbringung des Tracers wurde darauf geachtet, daß eine Erfassung über Saugkerzen und regelmäßige Tiefbohrungen möglich war.

Tab. 3-1: Tracerart und -menge nach Untersuchungsflächen aufgeschlüsselt:

Auen	1500g K ₂ O (550 kg Cl/ha)	200g KBr (90 kg Br/ha)
Oberhang	1500g K ₂ O (550 kg Cl/ha)	800g KBr (358 kg Br/ha)
Mittelhang	1500g K ₂ O (550 kg Cl/ha)	Kein KBr
Unterhang	1500g K ₂ O (550 kg Cl/ha)	Kein KBr

3.3 Bodenchemische Meßreihen und Probennahme

Neben dem Wasserhaushalt wurde die Verlagerung der für den Stickstoffumsatz in verschiedenen Tiefenkompartimenten im Boden relevanten Stoffe (NO₃-N, NH₄-N, DOC) untersucht. Dabei konnte sowohl auf die Saugkerzentechnik zur Gewinnung von Bodenlösung aus verschiedenen Tiefen als auch auf die tiefengenaue Entnahme von Bodenproben zurückgegriffen.

Die **Sickerwassergewinnung über keramische Saugkerzen** wurde bereits vielfach an anderer Stelle beschrieben (GROSSMANN 1988, DEBYLE et al 1988, WEYER 1993). Der Vorteil der Sickerwassergewinnung mittels keramischer Saugkerzen besteht darin, die Bodenlösung unter nahezu ungestörten Verhältnissen zu entnehmen. Die Gewinnung der Bodenlösung erfolgte über die mit den Saugkörpern verbundenen PVC-Kapillare mit Hilfe einer Vakuumpumpe. Die PVC-Kapillare mündeten in eine Sammelflasche, welche gleichzeitig als Vakuurvorrat diente. In isolierten Kisten wurden die Sammelflaschen vor Witterungseinflüssen geschützt. Um ausreichend große Wassermengen für die Analyse zu erhalten (WEYER 1993), wurde über Nacht ein Unterdruck von -0,6 bar erzeugt und die Proben zwischen 8⁰⁰ und 10⁰⁰ Uhr des Folgetages aus dem Gelände ins Labor gebracht.

Die Saugkerzen waren horizontorientiert und tiefenparallel an allen Untersuchungsflächen in 30, 50, 100 und 120 cm Tiefe in unmittelbarer Nähe zu den Tensiometern installiert. In einem 2 m langen und 50 cm tiefen Graben wurden die Saugkanülen zu den Sammelflaschen geführt. Auf diese Art und Weise wurde es möglich, daß über den Saugkerzen unterhalb des Ap-Horizontes die reguläre Bewirtschaftung der Flächen weiter erfolgen konnte. Die Saugkerzen im Ap-Horizont mußten bei jedem Bearbeitungsschritt aus- und wieder eingebaut.

Die in der winterlichen Versickerungsperiode wöchentlich gewonnenen Bodenlösungen wurden in 250 ml-Braunglasflaschen in einer Kühlbox ins Labor transportiert. Die 0,45 μm -Vakuumfiltration über einen Cellulosenitratfilter (Satorius AG), pH-Wert- und Leitfähigkeitsbestimmung schlossen sich unmittelbar an die Probenahme an. Der pH-Wert wurde potentiometrisch (Glaselektrode: Ingold p-Meter: pH 192, WTW), die elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch (Konduktometer: LF 521, WTW) gemessen. An den vorbereiteten Bodenlösungen wurden die NO_3^- -, NH_4^+ -, DOC-, Cl^- - und Br^- -Konzentrationen bestimmt.

Bei allen durchgeführten Analysen konnte auf bestehende Routinemethoden zurückgegriffen werden:

Die Bestimmung des gelösten organischen Kohlenstoff-Gehaltes erfolgte am TOC-Analyser (TOC 5050, Fa. Shimadzu). Am Ionenchromatographen (DX 500, Fa. Dionex) wurden die Analysen auf NO_3^- , Cl^- und Br^- an Aliquoten durchgeführt. NH_4^+ wurde nach einer Indophenolblau-Reaktion photometrisch am UV/VIS Spektrometer (Lambda 2, Fa. Perkin Elmer) bestimmt.

Um Aussagen über die Zusammensetzung des DOCs zu treffen wurde der spektrale Absorptionskoeffizient ($\text{SAK}_{254}/\text{m}^{-1}$) bestimmt. Gelöste organische Stoffe besitzen Absorptionsbanden im ultravioletten Licht. Diese beruhen nach HÜTTER (1992) auf Anregung von π -Elektronen in Substanzen mit C=C- oder C=O-Doppelbindungen und sind unter anderem Bestandteile aromatischer Moleküle, zu denen auch Huminstoffe zählen. Das Meßverfahren beruht auf Absorption von UV-Licht der π -Elektronen einzelner Molekülstrukturen des DOC und gibt das Verhältnis der Anregungslichtintensität zur Intensität des emittierten Lichtstrahles der Probe an. Je höher der SAK_{254} , desto höher ist die Absorption, und damit liegen entsprechend viele π -Elektronen-Systeme vor. Der SAK_{254} gibt somit den Aromatengehalt und ungesättigte Verbindungen an (JÖDEMANN 1999, HÜTTER 1992).

Um eine Vergleichbarkeit der Meßergebnisse der am Projekt beteiligten Arbeitsgruppen zu gewährleisten, wurden in unregelmäßigen Abständen Testreihen des gleichen Probenmaterials vom Labor des Agrikulturchemischen Instituts der Universität Bonn und vom Labor des Geographischen Instituts der Ruhr-Universität-Bochum durchgeführt.

Da bei trockener Witterung die Saugkerzentechnik nicht immer Bodenlösung lieferte, wurden **Bohrungen** mit tiefergenauer Probenahme nicht wie ursprünglich geplant nur vor und nach

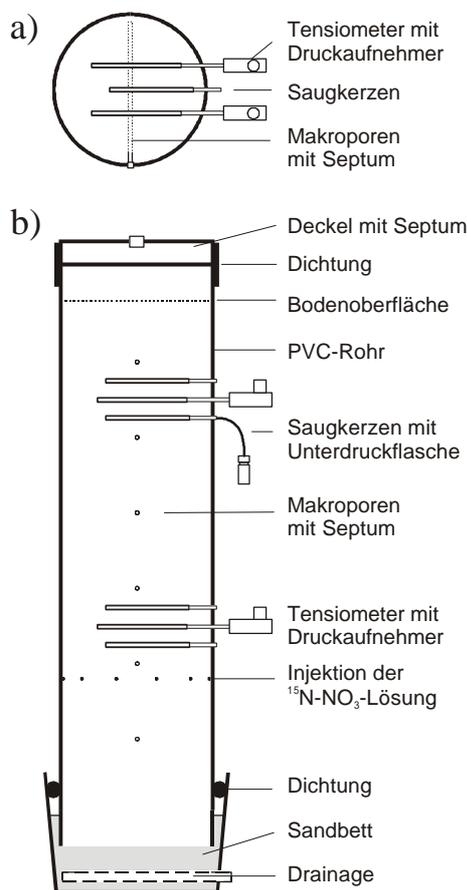
Beendigung der Sickerperiode, sondern in regelmäßigen Abständen von ca. drei Monaten durchgeführt. Außerdem lieferten die Tiefbohrungen zu den Tracerversuchen wichtige zusätzliche Daten (Kap. 4.3), die über die Analyse der Bodenlösung nicht ermittelt werden konnten. Pro Untersuchungsfläche wurden zwei Bohrungen in einem Abstand von 50 cm durchgeführt. Die Wiederholungsbohrungen lagen räumlich so nahe beieinander, um diffusions- und dispersionsbedingte starke räumliche Schwankungen des Nitratgehaltes zu minimieren. Die Proben wurden gekühlt transportiert und noch am gleichen Tag eingefroren, da eine sofortige Weiterverarbeitung aus arbeitstechnischen Gründen nicht möglich war. Die tiefgekühlte Lagerung war erforderlich, um mikrobielle Umsetzung der Stickstoff- und Kohlenstoffverbindungen nach der Probennahme zu vermeiden. Nach dem Auftauen bei 4°C wurde ein Teil der Bodenproben für die gravimetrische Ermittlung des Wassergehalts genutzt und der andere Teil auf 2 mm-Feinbodenanteil gesiebt. 25 g des gesiebten Materials wurden in eine 250 ml-Flasche mit 100 ml 0,05 molarer Kaliumsulfatlösung (KSO₄) versetzt. Die Wahl des Extraktionsmittels erfolgte in Absprache mit dem Agrikulturchemischen Instituts der Universität Bonn (siehe TRIMBORN 2001). Anschließend wurden alle vorbereiteten Extrakte in einem Inkubator bei 5-6°C geschüttelt. Nach Beendigung des Schüttelvorgangs wurde die Lösung bei 10.000 U/min und 10°C für 10 min zentrifugiert, dekantiert und durch einen 0,45 µm Cellulosenitratfilter filtriert.

Im Rahmen einer Diplomarbeit (BOMHOLT 1998) wurden **Redoxpotentialmessungen** durchgeführt. Die Redoxpotentiale wurden über in Glasschäften eingeschmolzene, inerte Platindrähte aufgenommen, die dauerhaft im Boden installiert waren. Gemessen wurde wöchentlich mit 5 Parallelen in 4 Tiefen. Hinweise für den Bau und das Einbauverfahren von Redoxelektroden zur in situ Redoxpotentialmessung finden sich in ISO CD 11271 (1994), COGGER et al. (1992), FAULKNER et al. (1989), PFISTERER & GRIBBOHM (1989), (zit.n. HUISCHEN 1995). Der Einbau erfolgte im Winter bei bindiger Konsistenz des Bodens. Der, aus der Glaselektrode nach oben herausführende, Cu-Draht endete an einer Buchsenleiste in einer wasserdichten Plastikkiste. Über eine Steckverbindung wurde der Kontakt zu einem Voltmeter (Fa. WTW, Taschen-pH/mV-Meßgerät pH 90) hergestellt, an das gleichzeitig eine Ag/AgCl-Bezugselektrode (Fa. Ingold, Elektrode 363-S7) angeschlossen war. Diese stand über eine Salzbrücke in Verbindung mit dem Boden, so daß der Stromkreis geschlossen war. Die Salzbrücke bestand aus einem in den vier Meßtiefen mit Löchern versehenen Kunststoff-Panzerrohr. Nach unten war diese durch einen Gummistopfen abgedichtet, um mit einer Lösung aus Agar-Agar und 3M KCl gefüllt werden zu können. Die stromlose Messung der

Spannungsdifferenz entspricht dem Redoxpotential in Millivolt (mV) und nimmt keinen Einfluß auf die Stoffe der Bodenlösung (FIEDLER & FISCHER 1994, S. 306 zit. n. HUISCHEN 1995).

3.4 Bodensäulenexperimente

Auf den Teilflächen Ober- und Unterhang des Standortes Schornbusch wurden im Frühjahr 1997 mit PVC-Röhren (\varnothing 20 cm) jeweils vier ungestörte Bodensäulen auf einer Fläche von 1 m² herauspräpariert. An der Teilfläche Unterhang war eine Säulenentnahme bis 85 cm Tiefe möglich. Aufgrund des hohen Skelettgehaltes und der hohen Rohdichte konnten an der Teilfläche Oberhang Säulen mit einer Höhe von nur ca. 70 cm entnommen werden.



Während der Versuche, die im Brutraum des Agrilkulturchemischen Institut der Universität Bonn durchgeführt worden sind, wurden die Säulen auf ein dränirtes Quarzsandbett gestellt (Abb. 3-1). Über diese Drainage war es möglich, durch angeschlossene Wassersäulen unterschiedliche Stauwasser- und Saugspannungsbedingungen zu simulieren oder Feldkapazität einzustellen. Die Bewässerung der Wechselfeuchteszenarien erfolgte über Tropfer.

Während der Versuche wurden die Tensionen in zwei Tiefen (15 cm und 45 cm) kontinuierlich in zehnminütigen Intervallen über Logger erfaßt. In den gleichen Tiefen wurde regelmäßig über Saugkerzen Bodenlösung entnommen und auf die NO₃- und DOC-Konzentration untersucht.

Abb. 3-1: Aufbau der Bodensäulen für die Bodensäulenexperimente

Die Gasemissionen (N₂, N₂O, CO₂) konnten über Hauben, die die Säulen während der Probenahme abschlossen, erfaßt werden. Zusätzlich wurde die Bodenluft in verschiedenen Kompar-

timenten über künstlich gebohrte Makroporen (\varnothing 4 mm) erfaßt. Das Raumklima des Brutraumes wurde kontinuierlich über Temperatur- und Feuchtesensoren gemessen. Die Verdunstung wurde gravimetrisch für jede Säule individuell gemessen (vgl. TRIMBORN 2001).

3.5 Simulation des Bodenwasserhaushaltes

Die Simulation der Wasserbewegung im Boden wurde mit dem von HENNIG & ZEPP (1992) entwickelten **Speicher-kaskadenmodell CASCADE** durchgeführt. Eine ausführliche Modellbeschreibung findet sich in HENNIG (1992). Der Einsatz von bodenphysikalisch-deterministischen Simulationsmodellen führte aufgrund der schwierigen Bodenverhältnisse insbesondere im Unterbodenbereich zu keinen befriedigenden Simulationsergebnissen, da zum einen die räumliche Variabilität der bodenphysikalischen Merkmale im Staukörper von Pseudogleyen erheblich sein kann und zum anderen eine Schätzung der benötigten Funktionen aus leicht meßbaren Parametern nicht zuverlässig ist. Auf solche Fehleinschätzungen reagierten die verwendeten bodenphysikalischen Modelle jedoch sehr empfindlich. Das eingesetzte Simulationsmodell CASCADE bietet eine Alternative zur bodenphysikalisch-deterministischen Modellierung. Es werden zur Simulation der Wasserbewegung im Boden Gleichungen verwendet, die nur zwei leicht ermittelbare Parameter (Entleerungsgrenze und Entleerungsparameter) benötigen und dennoch bodenphysikalisch begründet sind (HENNIG 1992). Das Speichermodell verwendet wahlweise die lineare oder nichtlineare Entleerung der Speicher.

Die Entleerungsgrenze läßt sich entweder als Feldkapazität aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) entnehmen, im Labor (pF 1,8) messen oder im Feld durch Wassergehaltsmessungen ermitteln. Sinnvoller erschien eine Bestimmung der Entleerungsgrenze über den geringsten Wassergehalt in der verdunstungsarmen Zeit, in der die Entleerung des Bodens allein durch Perkolation und nicht durch Verdunstung erfolgt. Der Koeffizient k des Entleerungsparameters wurde wie im Handbuch empfohlen durch eine systematische Anpassung an Meßergebnisse ermittelt.

Die Berechnung der potentiellen bestandsspezifischen Verdunstung erfolgte nach der HAUDE-Formel (HAUDE 1954) mit den Korrekturfaktoren für Feldfrüchte nach SPONAGEL (1980).

Statistische Auswertungen erfolgten mit Hilfe der Statistiksoftware **SPSS**.

4 Ergebnisse der Geländeerhebungen

4.1 Witterungsverlauf

Die Erfassung der für den Bodenwasserhaushalt und die Berechnung der Verdunstung entscheidenden Klimaparameter (Temperatur, rel. Feuchte und Niederschlag) wurde von Juni 1996 bis Januar 1998 an der eigenen Klimastation Schornbusch durchgeführt. Die Tabelle Tab. 4-1 zeigt zusammengefaßt die Ergebnisse auf Monatsbasis. In der Abbildung Abb. 4-1 werden die erfaßten Niederschläge dargestellt und dem langjährigen Mittel der DWD-Klimastation Rheinbach gegenübergestellt. Die der Abbildung Abb. 4-1 und der Tabelle Tab. 4-1 zugrundeliegenden Tageswerte sind die Datenbasis der folgenden Ergebniskapitel. Dies gilt insbesondere für die in die Saugspannungs-Isoplethen-Diagramme (Abb. 4-2 bis Abb. 4-5) aufgenommenen Niederschlagssummen und für alle Bilanzrechnungen. Für höher zeitlich aufgelöste Betrachtungen standen die Daten mit 10 min-Auflösung zur Verfügung. Auf die erfaßten Niederschläge, die für den Bodenwasserhaushalt bedeutendste Größe, soll im folgenden näher eingegangen werden.

Im **Untersuchungsjahr 1996** wurde im Untersuchungsgebiet die langjährige durchschnittliche Niederschlagssumme der DWD Klimastation Rheinbach von 603 mm nicht erreicht. Mit nur 487,5 mm resultiert ein Niederschlagsdefizit von 115,5 mm. Besonders niederschlagsarme Monate mit hohen Abweichungen vom langjährigem Mittel waren die Monate Januar (-31 mm), April (-29 mm), Juni (-43,4 mm) und Juli (-16,7 mm). Der einzige Monat, der nennenswerte Niederschlagsüberschüsse brachte, war der Oktober (+24,4 mm). Besonders interessant war der 2. Oktober 1996, als der Tag mit dem höchsten Tagesniederschlag von 30,8 mm (Monatsdurchschnittswert im Oktober im langjährigen Mittel 39 mm), bei der Charakterisierung des Bodenwasserhaushaltes (Kap. 4.2) und der Saugkerzenexperimente (Kap. 4.4.2) ist auf dieses Ereignis noch näher einzugehen.

Im **Untersuchungsjahr 1997** wurde die langjährige durchschnittliche Niederschlagssumme der DWD Klimastation Rheinbach von 603 mm im Untersuchungsgebiet wiederum nicht erreicht. Mit 587,6 mm war das Jahr 1997 jedoch um 100,1 mm niederschlagsreicher als das untersuchte Vorjahr. Im Jahresverlauf weichen jedoch einige Monate erheblich von den mittleren Verhältnissen ab. Nach einem durchschnittlichen Jahresverlauf im Winter und Frühjahr brachte besonders der Juni 1997 44,6 mm mehr Niederschläge als es dem langjährigen Mittel

entsprechen würde. Die sehr niederschlagsarme zweite Jahreshälfte (-78,5 mm) ab Juli 1997 führte zu der leicht negativen Niederschlagsjahresbilanz von -15,4 mm.

Im Untersuchungszeitraum des **Untersuchungsjahres 1998** wurden in der ersten Jahreshälfte die durchschnittlichen Niederschlagssummen der DWD Klimastation Rheinbach von 284 mm nicht erreicht. Die Niederschlagsbilanz für das erste Halbjahr liegt bei -30,9 mm. Besonders niederschlagsarme Monate mit hohen Abweichungen vom langjährigen Mittel waren die Monate Januar (-16,3 mm), Februar (-32,9 mm) und Mai (-22,5 mm).

Im Untersuchungszeitraum Januar 1996 - Juli 1998 hätte nach Aufsummierung der langjährigen Monatsmittelwerte 1490 mm Niederschlag erwartet werden dürfen; mit 1328,2 mm ist dieser Erwartungswert um 161,8 mm (10,9 %) unterschritten worden. Die ist vor allem eine Folge des zu trockenen Jahres 1996 und der trockenen zweiten Jahreshälfte des Untersuchungsjahres 1997.

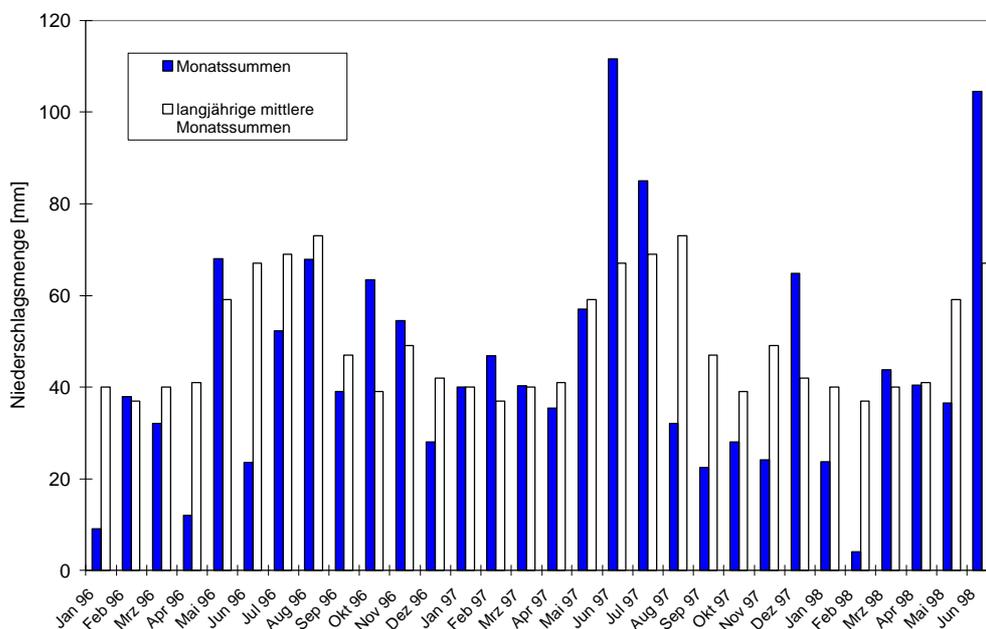


Abb. 4-1: Niederschläge der Klimastation Schornbusch im Vergleich zum langjährigen mittleren Niederschlag (DWD Klimastation Rheinbach)

Tab. 4-1: Klimadaten der Station Schornbusch von Januar 1996 bis Juli 1998.

Monat	Temperatur in °C	rel. Luftfeuchte in %	Niederschlag in mm	Niederschlag in %*	Niederschlag Differenz in mm*	max. Tages- niederschlag/Monat
Jan 96	0	81	9	23	-31	6
Feb 96	0,7	80	38	103	1	10
Mär 96	3,6	74	32	80	-8	5
Apr 96	10,5	59	12	29	-29	4
Mai 96	15	63	68	115	9	14
Jun 96	21,8	52	23,6	35	-43,4	8
Jul 96	22,3	54	52,3	76	-16,7	25,6
Aug 96	23,4	53	67,8	93	-5,2	14,6
Sep 96	17,1	63	39	83	-8	6,4
Okt 96	14,7	68	63,4	163	24,4	30,8
Nov 96	7,5	77	54,4	111	5,4	9,6
Dez 96	2,2	75	28	67	-14	17,6
Jan 97	4	79	40	100	0	1,6
Feb 97	8,9	67	46,8	126	9,8	12,4
Mär 97	12,6	60	40,3	101	0,3	12,6
Apr 97	12,4	51	35,4	86	-5,6	11,6
Mai 97	18,4	51	57	97	-2	11,2
Jun 97	21,4	50	111,6	167	44,6	39,6
Jul 97	22,7	53	85	123	16	17,4
Aug 97	27,9	42	32,1	44	-40,9	10,2
Sep 97	22,7	40	22,4	48	-24,6	15,6
Okt 97	14,8	54	28	72	-11	5,2
Nov 97	9,5	72	24,2	49	-24,8	5,6
Dez 97	6,4	77	64,8	154	22,8	9,6
Jan 98	6,7	69	23,7	59	-16,3	5,7
Feb 98	10,2	59	4,1	11	-32,9	2,4
Mär 98	10,4	60	43,8	109	3,76	13,9
Apr 98	13,4	59	40,5	99	-0,5	6,7
Mai 98	19,9	50	36,5	62	-22,5	15,4
Jun 98	21,2	56	104,5	156	37,5	31,7

* im Vergleich zum langjährigen Mittel der DWD Klimastation Rheinbach.

4.2 Bodenwasserhaushalt

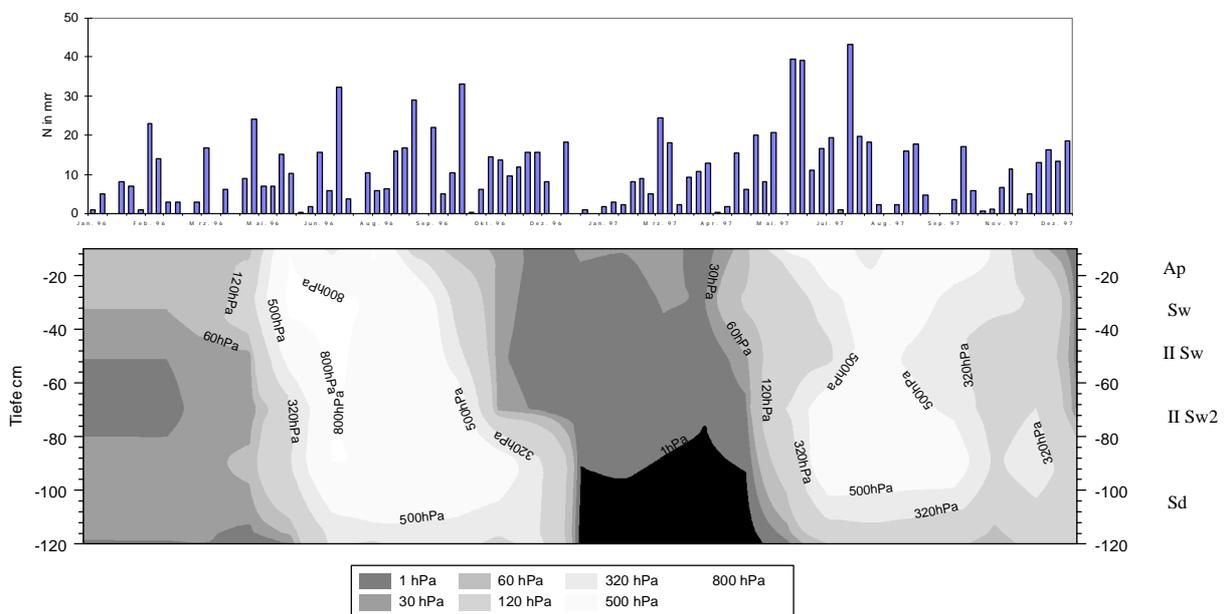
Die Dynamik des Bodenwasserhaushaltes wird im folgenden sowohl durch die maximal ermittelten Veränderungen der Saugspannungen und Bodenwassergehalte über den Jahreslauf (d.h. die Variationsbreite zwischen minimalem und maximalem Meßwert) als auch durch kurzfristige Schwankungen zwischen den einzelnen Meßterminen dargestellt und interpretiert. Die im folgenden gewählten Klasseneinteilungen der Saugspannungen orientiert sich an der von ZEPP (1995) entwickelten Klassifikation von Bodenfeuchteregime-Typen. Eine ausführliche Begründung und Herleitung der Klassengrenzen findet sich bei ZEPP (1995, S. 29 ff).

4.2.1 Der zeitliche Gang der Saugspannungen

Standort Auen

Bei der Betrachtung der Jahresgänge der Saugspannungen (Abb. 4-2) von Januar 1996 bis Januar 1998 fallen die jahreszeitlich bedingten hohen Saugspannungen (helle Bereiche) in den Sommermonaten und die niedrigen Saugspannungen (dunkle Bereiche) in den Wintermonaten auf. Der Witterungsverlauf des Jahres 1996 wird durch das Fehlen einer wasserstauenden Phase von Januar 1996 bis April 1996 und in einer stärkeren Austrocknung in den Sommermonaten im Vergleich zu dem niederschlagsreicheren Winterhalbjahr 1996/1997 deutlich. Eine Austrocknung im Ap-Horizont mit Saugspannungen über 800 hPa (Meßbereichsgrenze der Tensiometer) wurde im Sommer des Jahres 1997 nicht gemessen. Im Juli 1996 waren die Saugspannungen bis zum Staukörper der Hauptterrassenschotter in 120 cm Tiefe bis auf über 320 hPa angestiegen. Ein Niederschlagsereignis am 2. Oktober 1996 (30,8 mm) konnte eine Wiederbefeuchtung bis 320 hPa bis in eine Tiefe von 70 cm bewirken. Ende Oktober 1996 war das Gesamtprofil noch nicht vollständig auf Feldkapazität aufgefüllt. Der Einfluß des Staukörpers macht sich ab dem 21. Oktober 1996 bei den Tensionen in 120 cm Tiefe durch kurzfristig niedrige Saugspannungen (< 320 hPa) bemerkbar (nicht dargestellt). Von Dezember 1996 bis Januar 1997 sinken die Saugspannungen von 320 hPa bis < 1 hPa (= Wasserstau) im II-Sw-Horizont ab. Der Wasserstau wurde bis April 1997 bis zu einer Tiefe von 70 cm nachgewiesen. Der Ap-Horizont befand sich von November bis Anfang Mai mit Saugspannungswerten < 60 hPa im Zustand der Feldkapazität. Im ersten Halbjahr 1997 trocknet das gesamte untersuchte Profil im ersten Meter von Mai bis Juni 1997 rasch und gleichmäßig auf Saugspannungswerte über 320 hPa ab. In den Sommermonaten kommt es im ersten Meter des Profils zu Saugspannungswerten von über 500 hPa. Die gemessenen Matrixpotentiale bleiben

jedoch noch gerade im Meßbereich der Tensiometer. Da die Austrocknung nicht die Stärke des Vorjahres erreichte, konnten vereinzelte gewittrige sommerliche Starkniederschläge im Juli und August 1998 die Saugspannungswerte kurzfristig im Ap-Horizont unter 500 hPa absenken. Von Oktober 1997 an setzt die winterliche Wiedervernässungsphase ein. Der Zustand der Feldkapazität zwischen 30 und 60 hPa ist im Ap- und Sw-Horizont bis 80 cm Tiefe jedoch erst im Dezember erreicht, da die zweite Jahreshälfte im Untersuchungsgebiet mit -78,5 mm Niederschläge eine stark negative klimatische Wasserbilanz aufwies.



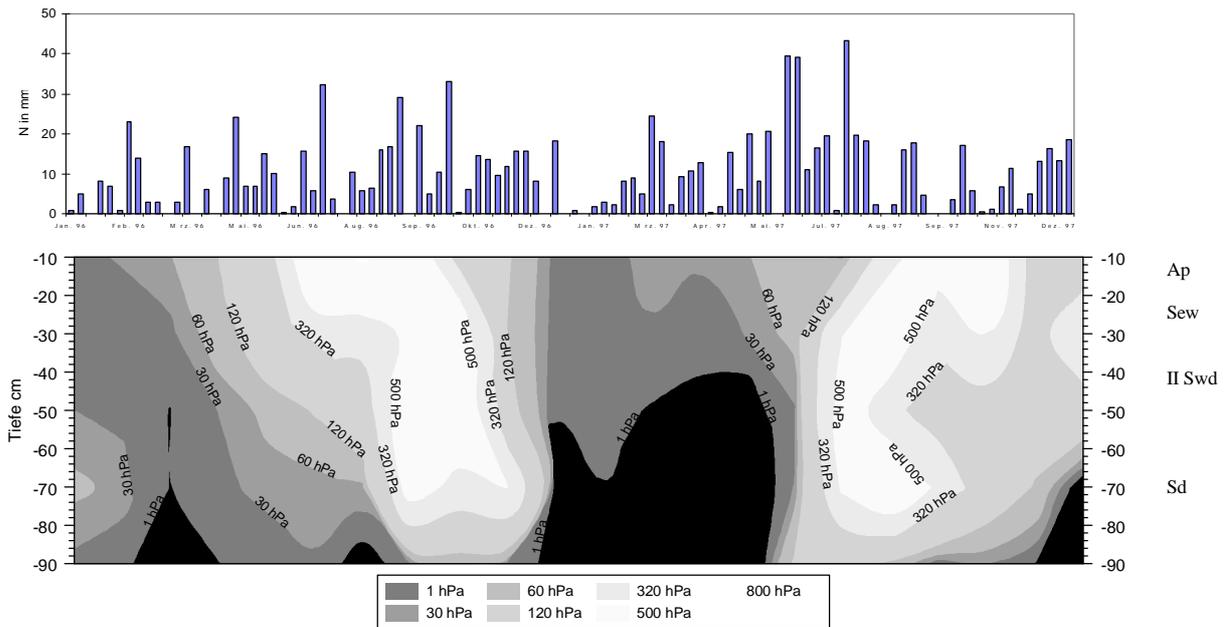
schwarze Bereiche = Saugspannungen < 1 hPa = Wasserstau, Niederschläge als Wochensummen

Abb. 4-2: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Auen.

Am Standort Auen (Abb. 4-2) wird das Fehlen einer wasserstauenden Schicht in Nähe des Ap-Horizontes deutlich. Bei beginnender Austrocknung des Ap-Horizontes steigen auch die Saugspannungswerte in den übrigen Meßtiefen unmittelbar an. Besonders deutlich wird dies in den sommerlichen Austrocknungsperioden beider Jahre von Ende Mai bis Anfang Juli. Stärkere Niederschlagsereignisse wie das am 2. Oktober 1996 machen sich dadurch im gesamten Bodenprofil unmittelbar durch niedrige Matrixpotentiale bemerkbar.

Standort Schornbusch Teilfläche Oberhang

Die Abb. 4-3 spiegelt wie am Standort Auen beschrieben den Jahresverlauf mit feuchten Wintermonaten und trockenen Sommermonaten wider.



schwarze Bereiche = Saugspannungen < 1hPa = Wasserstau, Niederschläge als Wochensummen

Abb. 4-3: : Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Schornbusch (Teilfläche Oberhang).

Im Januar 1996 traten relativ feuchte Verhältnisse mit Saugspannungswerten unter 30 hPa, jedoch kein Wasserstau (< 1 hPa) auf, wie es eigentlich für diese Jahreszeit bedingt durch den Profilaufbau an dieser Teilfläche zu erwarten wäre. Im Vergleichszeitraum Dezember 1996 bis Mai 1997 wurden bis in den Sew-Horizont in einer Tiefe von ca. 40 cm unter Geländeoberkante wassergesättigte Verhältnisse mit Saugspannungswerten von < 1 hPa (= Wasserstau) nachgewiesen. Die Gründe dafür sind witterungsbedingt, da der Winter 1995/1996 extrem niederschlagsarm war. Nur stärkere Niederschläge Anfang März 1996 führten zu kurzen wasserstauenden Phasen, die bis in eine Tiefe von 40 cm gemessen wurden. Solche kurzfristigen Tagesereignisse konnten jedoch wegen der geringeren Datenauflösung (Wochenbasis) in den Saugspannungsisoplethendiagrammen nicht dargestellt werden. Die extreme Trockenheit im Winter 1995/1996 ist auch der Grund dafür, daß die Austrocknungsphase im Sommer 1996 länger und intensiver ausfiel als vergleichsweise im Sommer 1997.

Der Übergangszeitraum von März 1996 bis August 1996 zeigt einen diagonalen Verlauf der Isolinien und damit einen relativ langandauernden Anstieg der Saugspannungswerte unterhalb des Ap-Horizontes, was eine langsam in die Tiefe fortschreitende Austrocknung bedeutet.

Standort Schornbusch Teilfläche Mittelhang

Vom beschriebenen Profilaufbau (vgl. Kap. 2.2.2.2) ausgehend ist an der Teilfläche Mittelhang des Standortes Schornbusch ein ähnlicher Verlauf der Saugspannungswerte wie an der Teilfläche Oberhang zu erwarten. Der zeitliche Gang der Saugspannungen (Abb. 4-4) unterscheidet sich jedoch von dem beschriebenen Jahresgang der Teilfläche Oberhang dadurch, daß trotz der nur gering höherliegenden Stauschicht die Saugspannungswerte im Jahresverlauf niedriger (dunklere Bereiche) sind.

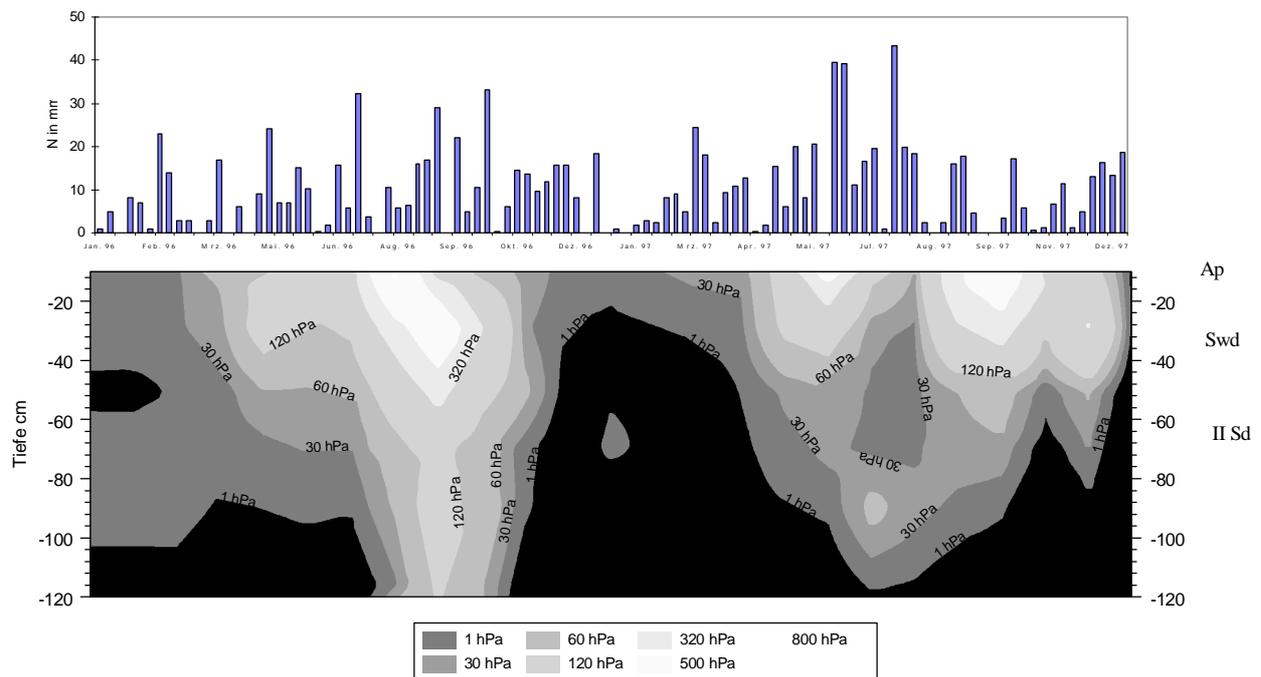


Abb. 4-4: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Schornbusch (Teilfläche Mittelhang).

Wasserstauende Bedingungen von < 1 hPa haben in niederschlagsreichen Perioden der winterlichen Versickerungsperiode der Untersuchungsjahre 1996 und 1997 bis in den Swd-Horizont Einfluß gehabt. Außerdem fällt auf, daß der sommerliche Anstieg der Saugspannungswerte an der Teilfläche Mittelhang nicht so intensiv (< 500 hPa) und lang andauernd ist wie an der Teilfläche Oberhang. Das ist dadurch zu erklären, daß die Teilfläche Mittelhang unter dem Einfluß lateraler Zuschüsse aus dem Oberhangbereich steht und deshalb hier längere Feuchtephasen auftreten. Der wasserstauende und vertikalen Bodenwassertransport verhin-dernde Einfluß des Sd-Horizontes der Teilfläche Mittelhang ist mit den Verhältnissen an der Teilfläche Oberhang zu vergleichen, jedoch wird der 5-10 cm mächtigere Ap-Horizont durch laterale Zuschüsse länger mit Wasser versorgt.

Im zeitlichen Gang der Saugspannungswerte der Ap-Horizonte ähnelt die Teilfläche Mittelhang der Teilfläche Unterhang. Im Bereich des Stauwasserleiter und -körpers ist sie jedoch aufgrund des Profilaufbaus mit der Teilfläche Oberhang gleichzusetzen.

Standort Schornbusch Teilfläche Unterhang

Aus den Beobachtungen des Stauwasserstandes (Kap. 4.2.2) wurde nachgewiesen, daß die Teilfläche Unterhang des Standortes Schornbusch fast ganzjährig unter dem Einfluß von Hangzugwasser steht, das kapillar ins Profil zieht und zu ausgeglicheneren Verhältnissen des Bodenwasserhaushaltes führt als an den Teilflächen Ober- und Mittelhang. Aus dem beschriebenen Profilaufbau ist keine Stauschicht abzuleiten, die als Sd-Horizont angesprochen werden kann. Trotzdem kommt es im Winter 1996/1997 in 50 cm Tiefe zu wasserstauenden Verhältnissen im Sw-Horizont über Bereichen mit höheren Saugspannungen im II-Sw-Horizont. Dies deutet auf eine stauende Schicht hin, die sich durch den höheren Tonanteil (31%) in 50 cm Tiefe ausbildet. Im Profil wird dies durch eine relative Häufung der hydro-morphen Merkmale deutlich. Die Teilfläche Unterhang ist durch den Einfluß des lateral zu-strömenden Hangzugwassers wesentlich länger und intensiver durch wasserstauende Perioden im II-Sw-Horizont gekennzeichnet als die Teilflächen Ober- und Mittelhang. Da keine stauende Schicht den kapillaren Aufstieg des Hangzugwassers vollständig behindert, steigen die Saugspannungen im Ap-Horizont im Sommer nicht so stark an. Aufgrund der großen Mäch-tigkeit von Ap- und Sw-Horizont liegen an der Teilfläche Unterhang gute Bedingungen für das Pflanzenwachstum vor, so daß höhere Evapotranspirationsraten vorliegen und es zu einem

stärkeren Wasserentzug und zu höheren Saugspannungen im Ap-Horizont kommt als an der Teilfläche Mittelhang.

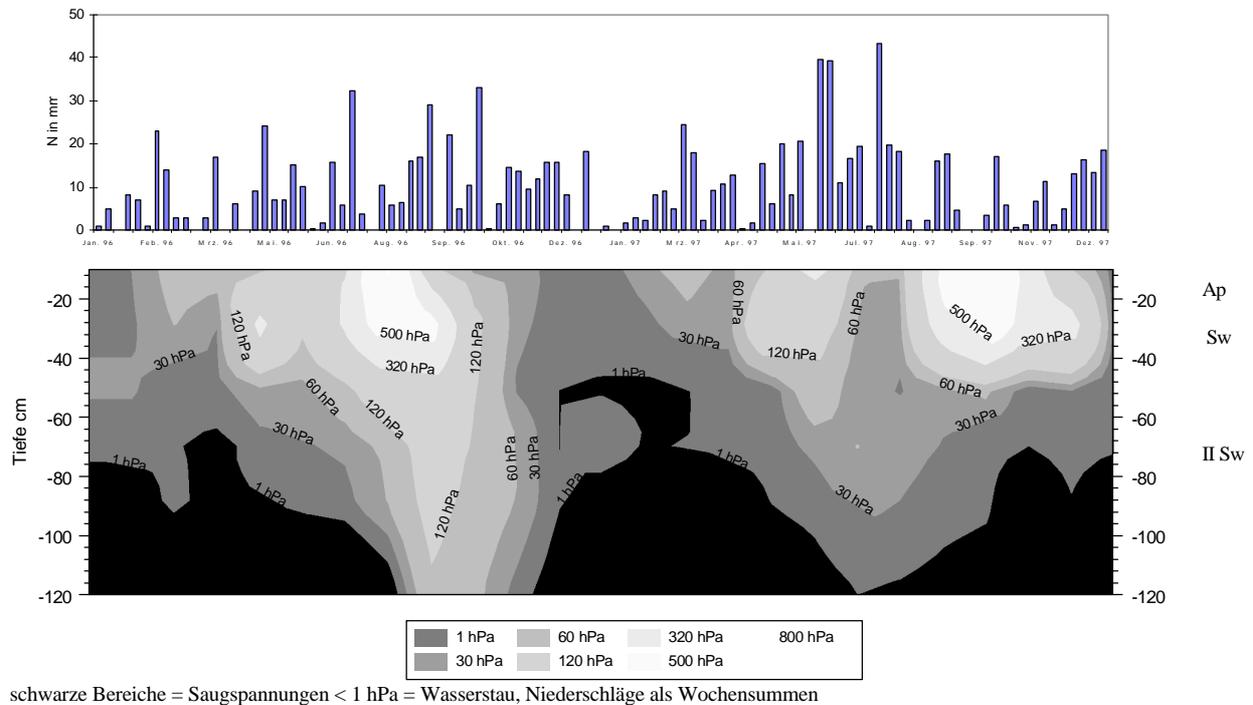


Abb. 4-5: Saugspannungsisoplethendiagramm des Standortes Schornbusch (Teilfläche Unterhang).

4.2.2 Messung des Stauwasserstandes

Zur Klärung der Frage, ob es sich im Untergrund der Teilfläche Unterhang um Hangzugwasser handelt, das über der tonreichen Schicht in 4 - 5 m Tiefe zur Niederrheinischen Bucht hin abfließt (vgl. Kap. 2.2.2.2), oder um Grundwassereinfluß des nahe gelegenen Vorfluters, wurde zusätzlich ein Piezometerrohr zwischen der Teilfläche Unterhang und dem angrenzenden Vorfluter, im folgenden Teilfläche Vorfluternähe genannt, errichtet. Die Abbildung Abb. 4-6 zeigt jeweils einen vergleichbaren Jahresgang der Stauwasserstände der Teilflächen Ober- und Mittelhang sowie der Teilflächen Unterhang und Vorfluternähe.

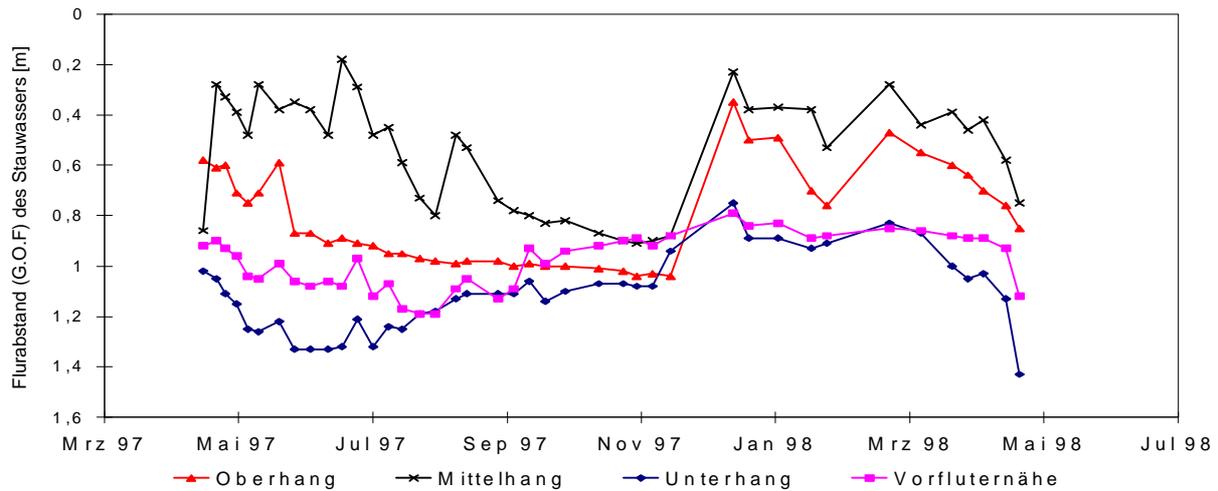


Abb. 4-6: Stauwasserstände am Standort Schornbusch von April 1997 bis Juni 1998.

Die Teilflächen **Ober- und Mittelhang** zeigen einen deutlichen Jahresgang (Abb. 4-6). Das Minimum (0,9 - 1,0 m unter G.O.F.) liegt für die untersuchte Periode (1997 bis 1998) Ende November 1997. Das Maximum (0,2 - 0,4 m unter G.O.F.) tritt Januar 1998 auf, nachdem der Boden vollständig gesättigt ist und keine Evapotranspiration die Bodenwassergehalte verringert. An den Teilflächen Ober- und Mittelhang liegt das Niveau des Stauwassers, bedingt durch den oberflächen nah anstehenden dichten Sd-Horizont, näher an der Geländeoberfläche als an der Teilfläche Unterhang.

Die Teilflächen **Unterhang und Vorfluternähe** zeigen ebenfalls einen deutlichen Jahresgang (Abb. 4-6). Das Minimum (1,2 - 1,4 m unter G.O.F.) ist im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen jedoch schon Mitte August 1997 erreicht. Das Maximum (0,8 - 0,9 m unter G.O.F.) des Stauwasserstandes ist wie an den Teilflächen Ober- und Mittelhang im Januar 1998 erreicht.

Bei einem Vergleich der Untersuchungsflächen fallen neben unterschiedlichen Jahresgängen der Stauwasserstände auch Unterschiede in der kurzfristigen Reaktion auf Niederschlagsereignisse auf (Abb. 4-6). Die Stauwasserstände der Teilflächen Ober- und Mittelhang fallen zu Beginn der Austrocknungsphase 1997 rasch (z.T. > 20 cm in einer Woche) ab und steigen in der winterlichen Versickerungsphase ab November 1997 im Vergleich zur Teilfläche Unterhang sehr schnell (> 60 cm in vier Wochen) wieder an. Außerdem machen sich einzelne Starkregenereignisse durch deutliche Peaks im Kurvenverlauf bemerkbar. An den Untersuchungsflächen Unterhang und Vorfluternähe stellt sich der Jahresverlauf wesentlich ausgeglichener dar. Diese Unterschiede können durch die unterschiedliche Lage und Dichte des Stau-

körpers, also der Mächtigkeit und spezifischen Wasseraufnahmefähigkeit der ungesättigten Zone, begründet werden (vgl. HARTGE & HORN 1991). An den Teilflächen Ober- und Mittelhang führt der dichte und nahe an der Geländeoberkante anstehende Staukörper dazu, daß die Wasserspeicherkapazität des Bodens gering ist. Der Bereich über dem Staukörper der Teilflächen ist so gering, daß geringe Wassermengen ausreichen, um Stauwassersituationen entstehen zu lassen. Zum Teil machen sich Stauwasserveränderungen, die an der Teilfläche Mittelhang zu starken und an den übrigen Teilflächen zu leichten Stauwasserschwankungen führen, an der Teilfläche Oberhang kaum bemerkbar. Dies läßt auf lateralen Wassertransport vom Ober- zum Mittel- und Unterhang schließen. So führten zum Beispiel ergiebige Niederschlagsereignisse von Juni bis September 1997 vereinzelt zu deutlichen Anstiegen der Stauwasserstände an der Teilfläche Mittelhang und leichten Anstiegen an den Teilflächen Unterhang und Vorfluternähe. Die Peaks vom 15. Juli (27,6 mm Niederschlag in Vorwoche) und vom 4. September (25,8 mm Niederschlag in Vorwoche) wurden an der Teilfläche Oberhang nicht und an den Teilflächen Unterhang und Vorfluternähe abgeschwächt und um eine Woche versetzt nachgewiesen. An den Teilflächen Unterhang und Vorfluternähe ist die Wasserspeicherkapazität größer, so daß die Stauwasserschwankungen weniger stark ausgeprägt sind als an den Vergleichsstandorten. In der winterlichen Versickerungsperiode führt die höhere Wasserspeicherkapazität zu einem langsameren Anstieg des Stauwasserstandes, und im Frühjahr wird ein schnelles Austrocknen durch kapillaren Aufstieg aus dem Hangzugwasser verhindert. Der teilgesättigte Bereich ist hier größer, so daß mehr Wasser gespeichert werden kann (HARTGE & HORN 1991).

Die Messungen zeigen, daß die Untersuchungsflächen ganzjährig von Stau- und Hangzugwasser beeinflusst werden können und niedrige Saugspannungswerte unter dem Ap-Horizont auch im Sommer plausibel sind. Das Stauwasserniveau der Teilfläche Unterhang lag stets über dem Wasserspiegel des angrenzenden Vorfluters und ist nach Niederschlagsereignissen Schwankungen ausgesetzt, die über den Schwankungen des Abflußspiegels des Vorfluters liegen. Aus den vorliegenden Meßergebnissen ist eine Beeinflussung der Teilfläche Unterhang durch den angrenzenden Vorfluter auszuschließen. Durch die detaillierte Erkundung des Geländeaufbaus kann vermutet werden, daß sich auf der sehr tonreichen Schicht in 4- 5 m Tiefe Wasser sammelt, das aus dem angrenzenden Waldgebiet stammt und zur Niederrheinischen Bucht hin abfließt. Es ist daher nicht auszuschließen, daß es zu einer Vermischung von

Sicker- und Hangzugwasser im Stauwasserleiter ab 1m Tiefe des Standortes Schornbusch kommt.³

4.2.3 Bodenwassergehalte

Ziel der zusätzlich ins Meßprogramm aufgenommenen Wassergehaltsmessungen über die TDR-Technik war die Plausibilitätskontrolle der niedrigen Saugspannungswerte im Bereich der Stauwasserleiter und -körper der Teilflächen am Standort Schornbusch. Wassergehaltsmessungen konnten ohne längere Ausfallzeiten von April 1997 bis Juli 1998 an den Teilflächen des Standortes Schornbusch durchgeführt werden. Die aus den Saugspannungen auf der Grundlage der pF-Kurven berechneten Wassergehalte des Standortes Auen werden den gemessenen Ergebnissen des Standortes Schornbusch gegenübergestellt.

Im **Ap-Horizont** (Meßtiefe 10 cm) sind die Teilflächen Unter- und Mittelhang im Jahresgang fast identisch. Im Frühjahr 1997 liegen die gemessenen Wassergehalte ca 5 Vol. % unter denen der Teilfläche Oberhang. Ab Mitte August liegen sie jedoch bis Anfang Oktober 1997 ca. 5 Vol.% über denen der Teilfläche Oberhang. Bis zum Frühjahr 1998 liegen die Wassergehalte nur leicht über denen der Teilflächen Oberhang. Die Jahresamplitude der Wassergehaltsschwankungen ist am Oberhang mit 18 Vol.% von den Teilflächen des Standortes Schornbusch am größten. Die Jahresamplitude liegt an der Teilfläche Mittelhang bei 16,6 Vol.% und an der Teilfläche Unterhang bei 15,3 Vo.%. Im Frühjahr sind kurzfristige Wassergehaltsänderungen am Mittel- und Unterhang größer als an der Teilfläche Oberhang, da lateral zuströmendes Wasser zu einer zusätzlichen Erhöhung des Wassergehaltes führt. Begünstigt ist dies im Frühjahr, da dann die Bodenfeuchte am Oberhang wegen der geringeren Wasserspeicherkapazität generell größer als am Unter- und Mittelhang ist und überschüssiges Wasser auf dem Sd-Horizont abfließen muß. Die Wassergehalte des Standortes Auen liegen ganzjährig über denen der Teilflächen des Standortes Schornbusch. Die Jahresamplitude ist mit 13,3 Vol. % geringer als am Standort Schornbusch.

³ Exkurs: Diese besondere Hangzugwassersituation führt dazu, daß trockene Frühsommersituationen von den Pflanzen auf dem Standort überstanden werden können, wenn sie bis dahin tief genug wurzeln, obwohl es, im Vergleich dazu, auf tiefgründigeren Standorten zu Trockenschäden kommen kann (mündl. Mitteilung VON MEER).

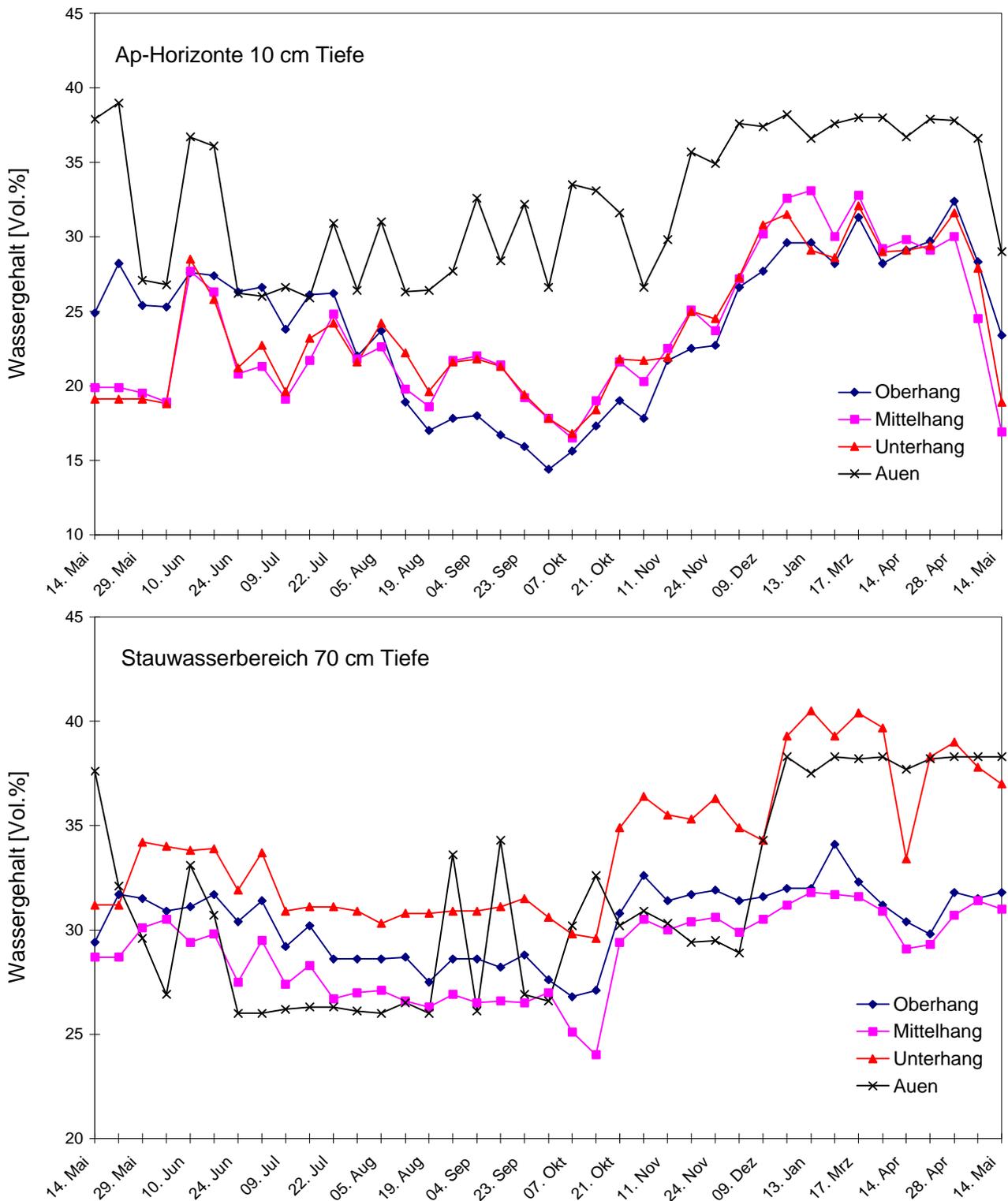


Abb. 4-7: Vergleich der Wassergehaltsänderungen der Standorte Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont (10 cm Tiefe) und Stauwasserbereich (70 cm Tiefe).

Im **Stauwasserleiter bzw. -körper** (Meßtiefe 70 cm) ist der Wassergehalt an der Teilfläche Unterhang ganzjährig am höchsten. Die Teilflächen Ober- und Mittelhang verhalten sich in 60 - 80 cm Tiefe wie im Ap-Horizont fast identisch. Die Jahresamplitude ist an der Teilfläche Unterhang mit 10,9 Vol.% am größten. Die Jahresamplitude liegt an der Teilfläche Oberhang bei 7,3 Vol.% und an der Teilfläche Mittelhang bei 7,8 Vol.%. Die errechneten Wassergehalte am Standort Auen liegen in der sommerlichen Austrocknungsperiode im Durchschnitt unter denen des Standortes Schornbusch und in der winterlichen Versickerungsperiode auf dem Niveau der Teilfläche Unterhang. Die ermittelte Jahresamplitude ist mit 12,3 Vol.% jedoch im Unterboden größer als an den Schornbusch Teilflächen.

Die Ergebnisse der Variationsbreite sowie der zeitliche Gang der Bodenfeuchte lassen den Schluß zu, daß die gemessenen niedrigen Saugspannungen im Bereich der Stauwasserleiter und -körper der Teilflächen des Standortes Schornbusch plausibel sind.

4.3 Tracerexperimente

Ziel der durchgeführten Tracerversuche war es vertikale und laterale Verlagerungsgeschwindigkeiten des Bodenwassers an den Standorten abschätzen zu können und einen Nachweis über die hydraulische Verbindung der Teilflächen Ober-, Mittel- und Unterhang des Standortes Schornbusch zu erbringen. Außerdem sollte geklärt werden, inwieweit eine präferentielle Verlagerungssituation gelöster Stoffe von Bedeutung für den Stofftransport an den Standorten ist.

Präferentieller Fluß wird im folgenden als ein Prozeß definiert, bei dem der Wasser- und Stofftransport durch ein poröses Medium in bevorzugten Bahnen vergleichsweise schnell stattfindet, während andere Teile des Mediums umgangen werden („bypassing“). „Schnell“ bedeutet in diesem Zusammenhang, daß über den gesamten Querschnitt in den Boden infiltriertes Wasser und mit ihm gelöste und partikuläre Stoffe durch einen kleinen Teil des zur Verfügung stehenden Porenraumes sickert (DEMUTH & HILPOLD 1993, LUXMOORE 1991). Die Bedeutung des präferentiellen Flusses liegt darin, daß Stickstoff oder DOC sehr schnell aus der Wurzelzone in tiefere Schichten des Bodens und schließlich ins Grundwasser oder in Oberflächengewässer transportiert werden (DEMUTH & HILPOD 1993, VILLHOLTH 1994). In früheren Untersuchungen, die an Dränstandorten durchgeführt worden sind, konnte solch eine präferentielle Stoffverlagerung nachgewiesen werden (WICHTMANN et al. 1997, ROTHSTEIN et al. 1996, TRAUB-EBERHARD et al. 1993, KLADIVKO et al. 1991, SOUTHWICK et al. 1990, RICHARD & STEENHUIS 1988).

4.3.1 Ergebnisse der Tracerexperimente

Die eingesetzten Tracer (Chlorid und Bromid) wurden am 12.12.1996, gelöst in 30 l erwärmtem Wasser, auf einer Fläche von 15 m² ausgebracht (vgl. Kap. 3.2). Am ersten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation, am 19. Februar 1997, lagen die höchsten Bromid-Gehalte am **Standort Auen** (Abb. 4-8) im Ap-Horizont in einer Tiefe von 0-33 cm vor. Eine Stoffverlagerung unterhalb des Ap-Horizontes fand von Dezember 1996 bis Februar 1997 bis in eine Tiefe von 66 cm statt. Unterhalb von 66 cm konnte im Sw-Horizont zu diesem Zeitpunkt noch kein Bromid nachgewiesen werden.

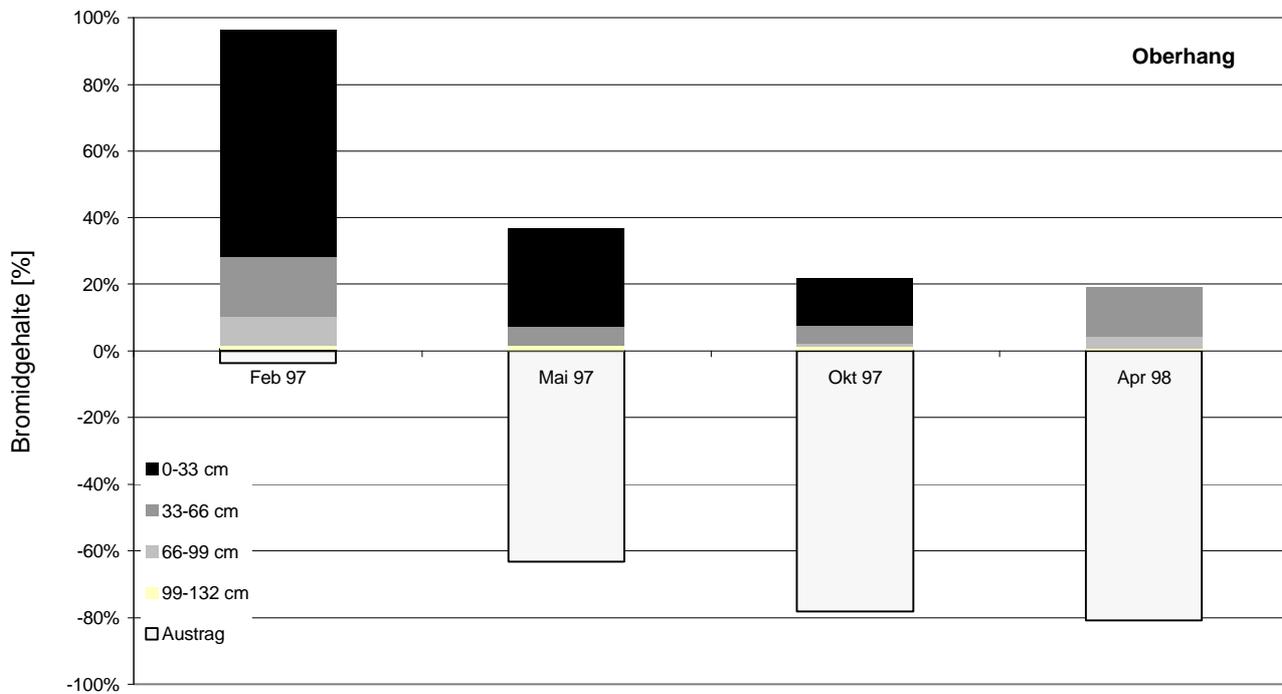
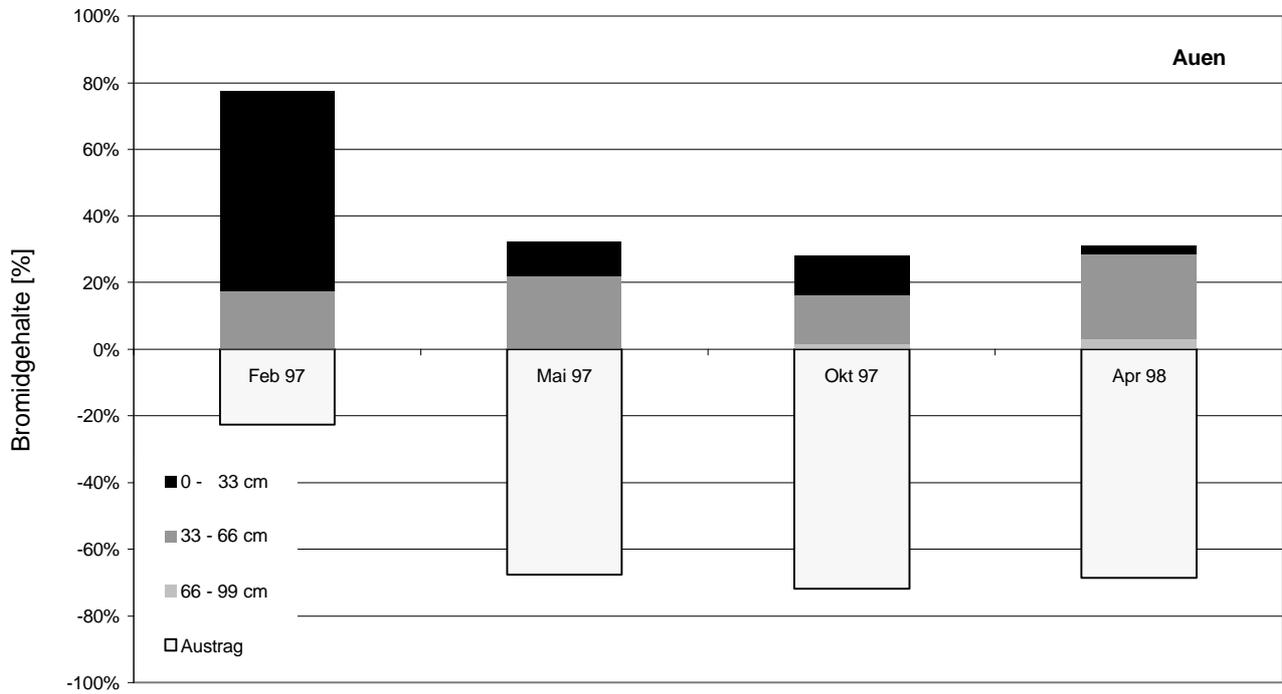


Abb. 4-8: Bromid-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch (Teilfläche Oberhang). Die prozentualen Angaben beziehen sich auf die im Dezember 1996 applizierte Menge.

Von den insgesamt 90,0 kg/ha (100 %) ausgebrachten Bromids wurden 54,0 kg/ha (60 %) im Ap- und 15,7 kg/ha (17 %) im Sw-Horizont wiedergefunden. Die potentielle Austragsmenge lag demnach bei 20,3 kg/ha (23 %). Eine Aufnahme durch Pflanzen ist sowohl jahreszeitlich bedingt als auch durch die eingesetzten Tracer auszuschließen, jedoch kann aufgrund räumlicher Variabilitäten nicht ausgeschlossen werden, daß ein Teil des Tracers nach der Applikation nicht wiedergefunden wurde.

Beim zweiten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation, am 27 Mai 1997, wurde wiederum bis in eine Tiefe von 66 cm Bromid nachgewiesen. Die höchsten Bromidgehalte lagen zu diesem Zeitpunkt im Sw-Horizont in einer Tiefe von 33-66 cm. Von den insgesamt 90 kg/ha (100 %) ausgebrachten Bromids wurden 9 kg/ha (10 %) im Ap- und 20 kg/ha (22 %) im Sw-Horizont wiedergefunden. Die Austragsmenge lag demnach bei 61 kg/ha (68 %).

Beim dritten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation am Oktober 1997 wurde bis in eine Tiefe von 99 cm Bromid nachgewiesen. Die höchsten Bromidgehalte lagen wie schon im Mai beschrieben, im Sw-Horizont in einer Tiefe von 33-66 cm. Ab Mai 1997 wird das Bromid nur noch durch die Matix verlagert. Das wird dadurch deutlich, daß eine weitere Zunahme des Austrags nicht mehr nachgewiesen werden kann. Von Mai 1997 bis April 1998 werden jedoch deutliche Bromidgehaltsänderungen im Bodenprofil deutlich. Der Bromidgehalt im Ap-Horizont nimmt von 10,7 kg/ha bis auf 2,4 kg/ha ab, während er im Sw-Horizont in der Meßtiefe von 33-66 cm von 13,2 kg/ha auf 22,8 kg/ha sich fast verdoppelt. Im tieferen Sw-Horizont in der Meßtiefe von 66-99 cm ist ebenfalls eine Zunahme des Bromidgehalt von 1,4 kg/ha bis auf 3,0 kg/ha zu verzeichnen.

Bei der Betrachtung der Bromidgehaltsveränderungen im Profil fällt eine Verlagerung als Front auf. Das Maximum liegt zu Beginn der Untersuchungen im Ap- und wandert kontinuierlich in die Tiefe weiter. Im Sommer ist bei hohen Evapotranspirationsraten (Mai bis Oktober) nur eine geringe Verlagerung im Profil zu beobachten.

Die Bilanzierung des Stoffaustrags über den eingesetzten Chloridtracer (nicht dargestellt) ist problematisch, da zum Teil von früheren Düngeereignissen und aktuellen Einträgen über die Atmosphäre die Chloridgehalte im Boden beeinflusst sind und sich mit den Chloridgehalten der Tracerapplikation überlagern. Aus diesem Grund wird auf eine Bilanzierung wie beim Bromid verzichtet. Die Ergebnisse aus dem Chloridtracerexperiment konnten jedoch mit denen des Bromidtracerexperimentes verifiziert werden.

Am Standort Auen zeigt der Chloridtracer das gleiche Stoffverlagerungsverhalten wie der Bromidtracer. Durch die wesentlich höhere Tracerkonzentration ist jedoch bis zum Abschluß der Untersuchungen eine Chloridgehaltsveränderung bis 99 cm Tiefe nachzuweisen. Das Chloridmaximum liegt beim ersten Probenahmetermin im Ap-Horizont und wandert bis Mai 1997 in den Sw-Horizont in die Meßtiefe von 33-66 cm. Bis zum Abschluß der Untersuchungen im April 1998 haben sich die Chloridgehalte weiter gesteigert und eine beginnende Verlagerung in die folgende Meßtiefe konnte nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse aus den Tracergehaltsuntersuchungen in der Bodenfeststoffphase werden durch die Tracerbefunde in der Bodenlösung gestützt. Am Standort Auen war witterungsbedingt und wegen technischer Defekte (Mäuseverbiß und Vandalismus) eine kontinuierliche Gewinnung der Bodenlösung in den Meßtiefen 30 cm (Ap-Horizont) und 50 cm (Sw-Horizont) stark beeinträchtigt. Aufgrund der geringen Anzahl von Analyseergebnissen wird auf eine Darstellung als Zeitreihe verzichtet. Eine Neuinstallation von Saugkerzen innerhalb des Tracerfeldes wurde nicht vorgenommen, um eine Beeinflussung der Tracerverlagerung durch Grab- und Bohrarbeiten zu vermeiden. Der Verlauf von Bromid und Chlorid in der Bodenlösung lassen den Schluß zu, daß am Standort Auen ein präferentieller Fluß vorhanden ist, jedoch die Verlagerung über die Bodenmatrix von größerer Bedeutung für die Stoffverlagerung ist (Analyseergebnisse im Anhang Tab. 17-20).

Wie am Standort Auen wurde am **Standort Schornbusch** an der **Teilfläche Oberhang** am ersten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation, am 19 Februar 1997, die höchsten Bromidgehalte im Ap-Horizont in einer Tiefe von 0-33 cm wiedergefunden (Abb. 4-8). Eine Stoffverlagerung unterhalb des Ap-Horizontes fand von Dezember 1996 bis Februar 1997 bis in eine Tiefe von 165 cm statt. Unterhalb von 165 cm konnte im Sd-Horizont kein Bromid nachgewiesen werden. Von den insgesamt 550,0 kg/ha (100 %) ausgebrachten Bromids wurden 374,5 kg/ha (68 %) im Ap-, 98,5 kg/ha (18 %) im Sew-/Swd-, 48,5 kg/ha (9 %) und 7,9 kg/ha (1 %) im Sd-Horizont wiedergefunden. Die Austragsmenge lag demnach bei 20,7 kg/ha (4 %). Damit kann am Standort Schornbusch von präferenziellen Fließwegen ausgegangen werden, die zu einer Stoffverlagerung bis in den Sd-Horizont und ins Grundwasser führen. Die Ergebnisse aus den Analysen der Bromidkonzentration in der Bodenlösung bestätigen diese Vermutung (vgl. unten).

Beim zweiten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation, am 27 Mai 1997, wurde nur bis in eine Tiefe von 132 cm Bromid nachgewiesen. Die höchsten Bromidgehalte lagen zu die-

sem Zeitpunkt immer noch im Ap-Horizont in einer Tiefe von 0-33 cm. Von den insgesamt 550,0 kg/ha (100 %) ausgebrachten Bromids wurden 161,8 kg/ha (29 %) im Ap-, 30,7 kg/ha (6 %) im Sew-/Swd-, 1,2 kg/ha (< 1 %) im Swd-/Sd- und 8,1 kg/ha (2 %) im Sd-Horizont wiedergefunden. Die Austragsmenge lag demnach bei 348,2 kg/ha (63 %). Auffällig ist die starke Abnahme der Bromidgehalte in der Meßtiefe von 66-99 cm von 48,5 kg/ha auf 1,2 kg/ha, während in der Meßtiefe darunter der Bromidgehalt von 5,0 g/ha auf 8,1 kg/ha ansteigt. Im Sd-Horizont kommt es demnach zu einer Anreicherung. Hier steigen die Bromidgehalte an, während sie im Sw-Horizont abnehmen. Dies läßt auf unterschiedliche Verlagerungsgeschwindigkeiten im Profil schließen.

Beim dritten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation am Oktober 1997 wurde wiederum bis in eine Tiefe von 132 cm Bromid nachgewiesen. Die höchsten Bromidgehalte lagen wie schon im Mai beschrieben im Ap-Horizont in einer Tiefe von 0-33 cm. Im Gegensatz zum Standort Auen wird weiterhin Bromid aus dem Profil über präferentiellen Fluß ausgetragen. Von den insgesamt 550,0 kg/ha (100 %) ausgebrachten Bromids wurden 78,0 kg/ha (14 %) im Ap-, 29,9 kg/ha (5 %) im Sew-/Swd-, 4,8 kg/ha (< 1 %) im Swd-/Sd- und 7,3 kg/ha (1 %) im Sd-Horizont wiedergefunden. Die Austragsmenge lag demnach bei 430,0 kg/ha (78 %).

Erst ab Oktober 1997 wird das Bromid nur noch in der Matrix verlagert. Das wird dadurch deutlich, daß eine weitere Zunahme des Austrags nicht mehr nachgewiesen werden kann. Von Oktober 1997 bis April 1998 werden jedoch noch Gehaltsänderungen im Bodenprofil gemessen. So verlagert sich das Bromidgehaltsmaximum vom Ap- in den Sew-Horizont. Im Ap-Horizont ist fast kein Bromid mehr zu finden.

Am Standort Schornbusch an der **Teilfläche Unterhang** konnte im Mai 1997 in den Meßtiefen ab 66 cm Tiefe bis 198 cm Tiefe im Sw-Horizont Bromid mit einem Maximum in 99-132 cm Tiefe nachgewiesen werden. Völlig unerwartet wurde jedoch kein Bromid an der Teilfläche Mittelhang nachgewiesen werden. Auch an den weiteren Probenahmeterminen wurde kein Bromid mehr gefunden. Jedoch erklären die Bromidfunde eine hydraulische Verbindung der Teilflächen. Diese Vermutung wird durch den Bromidnachweis in der Bodenlösung bestätigt. Eine Bilanzierung der Austräge über den eingebrachten Chloridtracer erfolgte – wie beim Standort Auen ausgeführt – nicht. Die Ergebnisse des Chloridtracers decken sich jedoch qualitativ mit den Geländebefunden des Bromidtracers.

Wie am Standort Auen werden die Ergebnisse durch die Traceranalysen in der Bodenlösung gestützt. Am **Standort Schornbusch** war von witterungsbedingten Unterbrechungen (Frost, Trockenzeit) eine kontinuierliche Gewinnung von Bodenlösung über die gesamte Untersu-

chungsperiode möglich. Schon am ersten Probenahmetermin nach der Tracerapplikation im Februar 1997 (frühere Probennahme wegen Frost nicht möglich) wurden der Bromid bzw. Chloridtracer in allen Meßtiefen der **Teilfläche Oberhang** nachgewiesen. Dies läßt auf einen schnellen Transport über präferentielle Fließwege schließen. Ebenfalls ein Indiz für einen präferentiellen Stofffluß im Sd-Horizont der Teilfläche Oberhang des Standortes Schornbusch ist im Verlauf der Konzentrationskurven über die gesamte Meßdauer zu erkennen (Abb. 4-9). Mit jedem Regenereignis ist ein Konzentrationserhöhung in allen Meßtiefen in der Bodenlösung zu beobachten, so daß ein oszillierender Kurvenverlauf resultiert (WICHTMANN et al. 1998, JAVIS et al. 1991). Vermutlich erfolgt zunächst ein rascher Austausch des Bodenwassers in den ausgeprägten Leitbahnen, der zu den charakteristischen, hohen Peaks im Konzentrationsverlauf führt. Zeitgleich findet aber auch ein Transport des Tracers in der Bodenmatrix des Ap-Horizontes statt. Beim Ausbleiben von weiteren Niederschlägen und damit abnehmender Fließgeschwindigkeiten gewinnt die Stoffdiffusion zunehmend an Bedeutung, so daß ein Transport aus der höher konzentrierten Bodenlösung der Matrix in die (zuvor ausgetauschte) elektrolytärmere Sickerwasserfraktion der bevorzugten Fließbahnen erfolgte. Bei erneuten Niederschlägen findet wiederum ein schneller Lösungsaustausch im Sd-Horizont statt, in dessen Folge ein Konzentrationsanstieg in der Bodenlösung erfolgt (vgl. WICHTMANN et al. 1998, KLAVIDKO et al. 1991).

Dies ist auch an der **Teilfläche Mittelhang** am zeitlichen Gang der Chloridkonzentration zu erkennen (Abb. 4-10). Es ist zu vermuten, daß der präferentielle Fluß in den Sd-Horizonten die größere Bedeutung für den Stofftransport hat. Auffällig sind jedoch die geringeren Chloridkonzentrationen im Vergleich mit der Teilfläche Oberhang. Diese resultieren aus verstärktem lateraler Abfluß oder der Verdünnung durch lateral zuströmendes Wasser von der Teilfläche Oberhang.

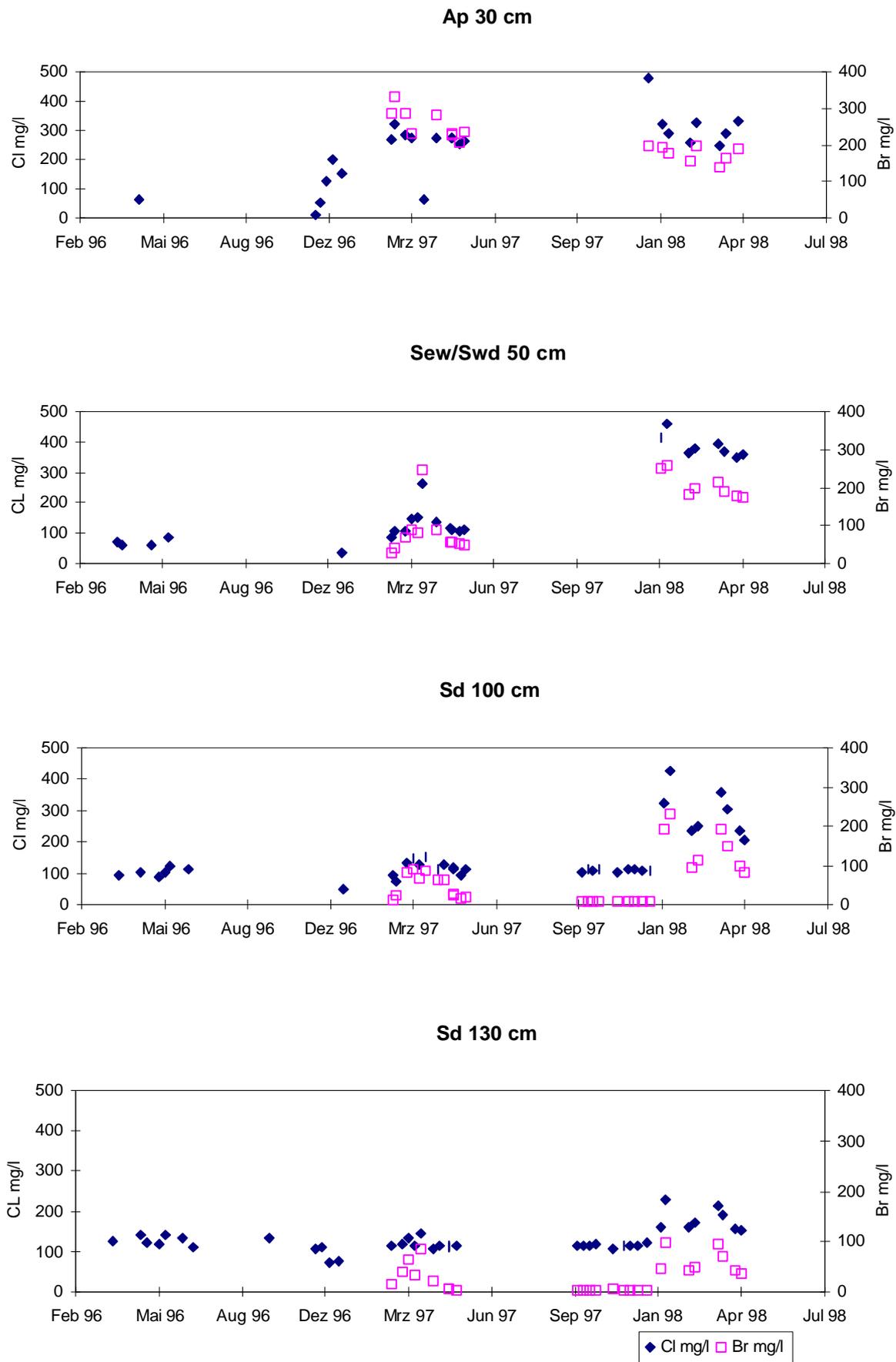


Abb. 4-9: Tracerkonzentration in der Bodenlösung am Standort Schornbusch an der Teilfläche Oberhang.

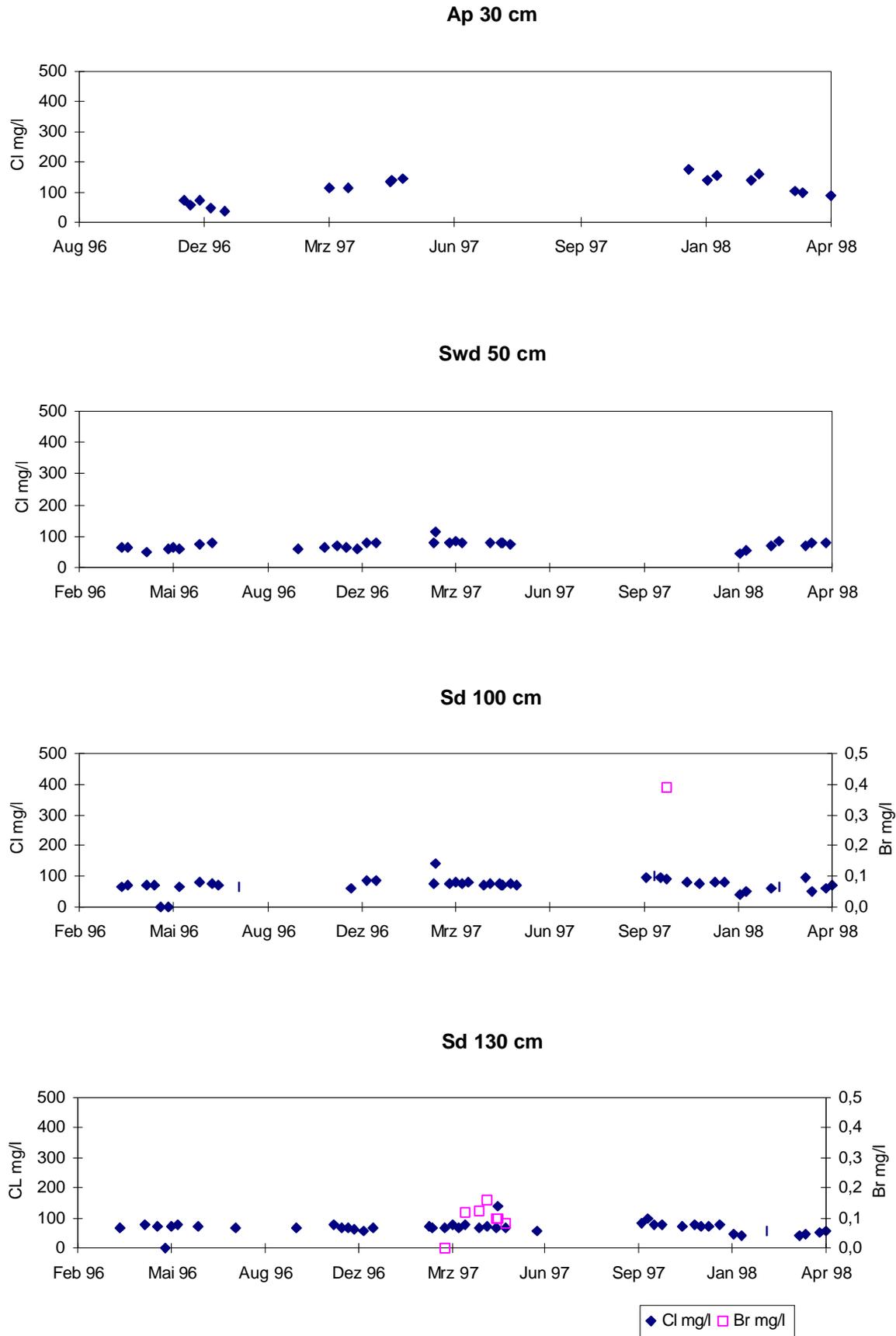


Abb. 4-10: Tracerkonzentration in der Bodenlösung am Standort Schornbusch an der Teilfläche Mittelhang.

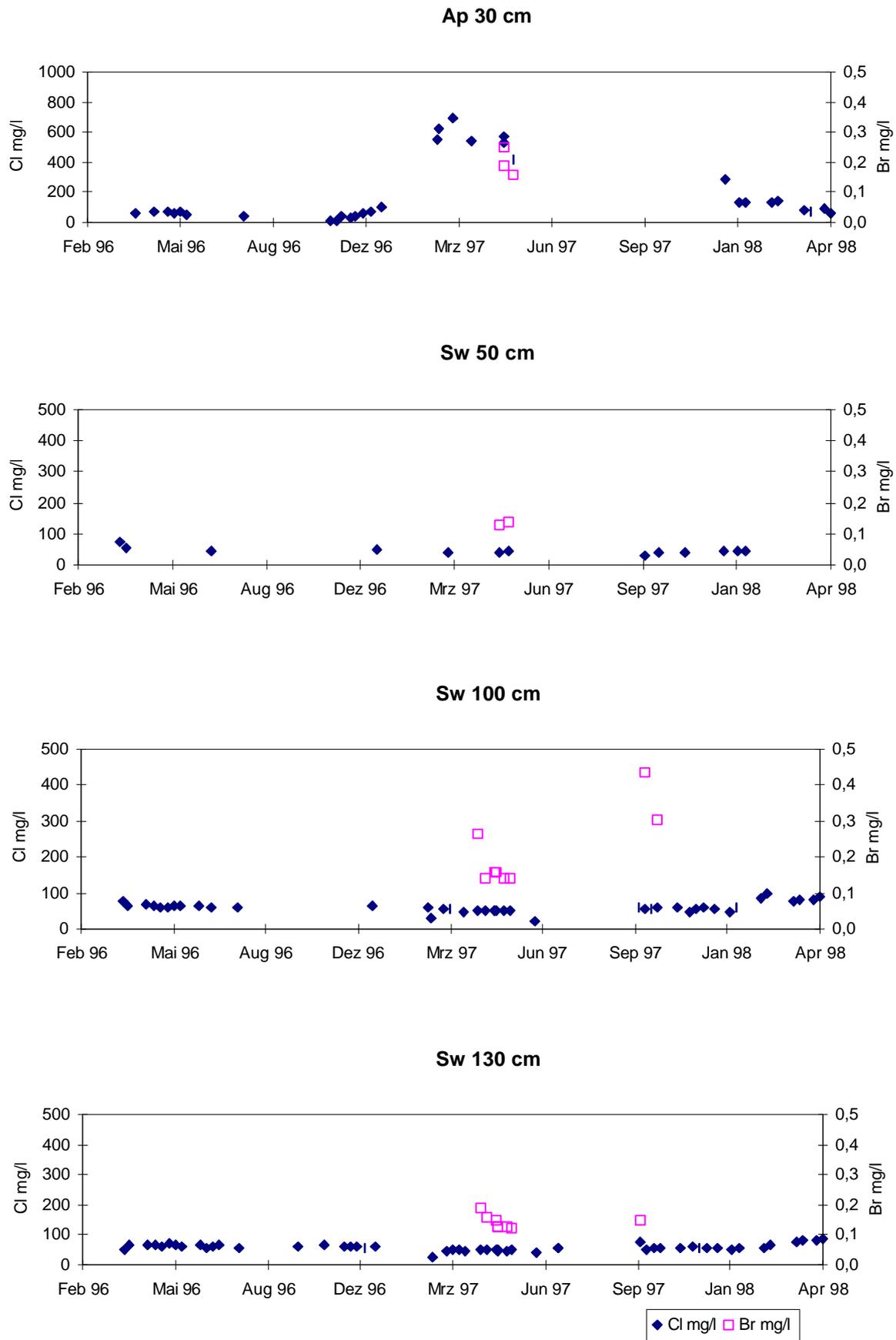


Abb. 4-11: Tracerkonzentration in der Bodenlösung am Standort Schornbusch an der Teilfläche Unterhang.

An der **Teilfläche Unterhang** stellt sich der zeitliche Gang der Chloridtracerkonzentration in der Bodenlösung anders dar als an den anderen Teilfläche des Standortes Schornbusch (Abb. 4-11). Nach einer anfänglich sehr hohen Chloridkonzentration im Ap-Horizont, die sich jedoch nicht unmittelbar im Sw-Horizont bemerkbar macht, nehmen die Chloridkonzentrationen im Ap-Horizont kontinuierlich ab. In der zweiten Versickerungsperiode 1997/1998 steigen dann die Chloridkonzentrationen in der Bodenlösung im Sw-Horizont von ca. 60 mg/l bis auf ca. 100 mg/l an. Die Chloridkonzentrationen in 100 cm und 130 cm Tiefe liegen dabei auf vergleichbarem Niveau. Es ist zu vermuten, daß es durch den Hangzugwassereinfluß (vgl. Kap. 4.2.2) zu einer Verdünnung und gleichmäßigen Verteilung der Konzentrationen in der Bodenlösung des unteren Sw-Horizontes kommt. Es ist davon auszugehen, daß an der Teilfläche Unterhang wie am Standort Auen der Stofftransport über die Matrix gegenüber dem präferentiellen Fluß überwiegt.

In der Bodenlösung der Teilflächen Mittel- und Unterhang konnten vereinzelt Bromidkonzentrationen über der Nachweisgrenze gemessen und die hydraulische Verbindung der Teilflächen untereinander nachgewiesen werden. Ein möglicher Fließweg ist der laterale Transport über den Staukörper des Sd-Horizontes von der Teilfläche Oberhang zur Teilfläche Mittelhang und zur Teilfläche Unterhang.

4.3.2 Plausibilitätskontrolle der Tracerexperimente

Nach den Tracerbefunden kann am Standort Schornbusch vermutlich von einer hydraulischen Verbindung der Teilflächen an der Schichtgrenze des Staukörpers (Sd-Horizont) oder im Stauwasserleiter ausgegangen werden. Zur Plausibilitätskontrolle der Tracerexperimente wurde die Abstandsgeschwindigkeit (v_a) berechnet.

Die **Abstandsgeschwindigkeit** (v_a) ist ein Rechenwert, der aus dem Abstand (l) zweier in Fließrichtung gelegener Meßpunkte pro Zeiteinheit (Δt) ermittelt wird. Für das durchgeführte Tracerexperiment wurde nach der folgenden Formel eine Abstandsgeschwindigkeit von $7,29 \cdot 10^{-6}$ m/s ermittelt.

$$v_a = l/\Delta t \text{ [m/s]}$$

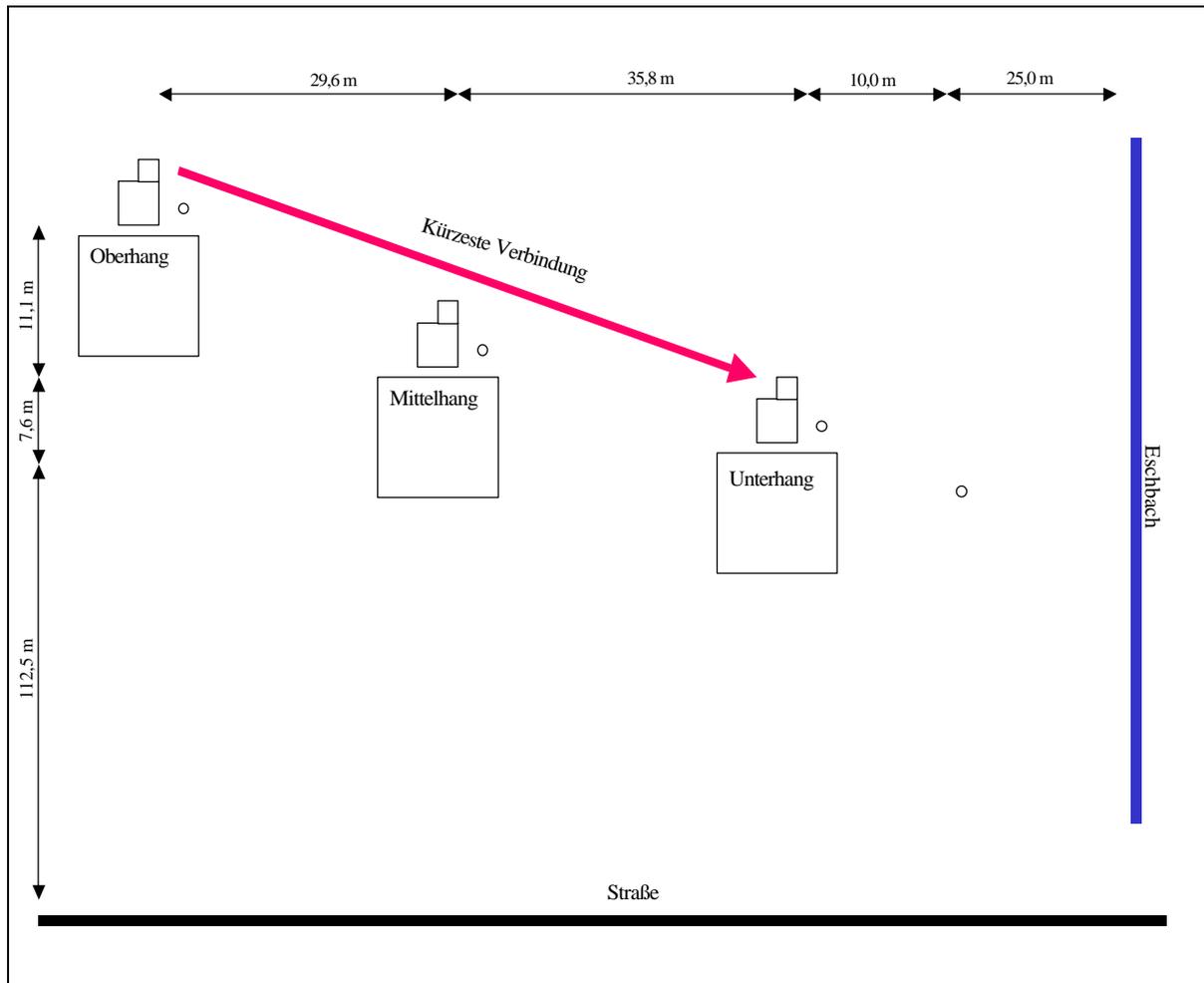
l : Abstand der Meßpunkte Ober- und Unterhang ca. 75 m

Δt : Zeit zwischen Tracerapplikation Oberhang (12.12.96) und Nachweis Unterhang (10.4.97) 119 Tage

Die berechnete Abstandsgeschwindigkeit (63 cm/d) liegt bei einem angenommenen hydraulischen Gradienten von 1 zwischen dem nach Bodenkundlicher Kartieranleitung geschätzten k_f -Wert von 18 cm/d und den gemessenen k_f -Werten. Die gemessenen k_f -Werte⁴ lagen für die Ap-Horizonte im Durchschnitt bei 812 cm/d und für die Sew/Swd-Horizonte bei 441 cm/d. Ähnlich hohe Werte (880,5 cm/d) wurden für einen Ap-Horizont einer Parabraunerde in Klein-Altendorf von HEYDER (1993) angegeben. Es ist zu vermuten, daß die relativ hohen, gemessenen k_f -Werte ein Maß für die Fließgeschwindigkeit des präferentiellen Flusses sind, während die nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1994) geschätzten k_f -Werte ein Maß für den Matrixfluß darstellen.

Das Phänomen der unregelmäßigen Tracernachweise an der Teilfläche Mittelhang ist durch die leicht versetzte Lage der Meßparzellen zu erklären.

⁴ Die Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes (k_f) wurde vom Erdbaulabor Dr. Hennig nach DIN 18 130 Teil 1 durchgeführt.



- Grundwassermeßstelle
- Fläche für Tracerversuche
- Fläche für Bodenfeuchte- und Redoxpotentialmessungen
- Fläche für Denitrifikationsmessungen

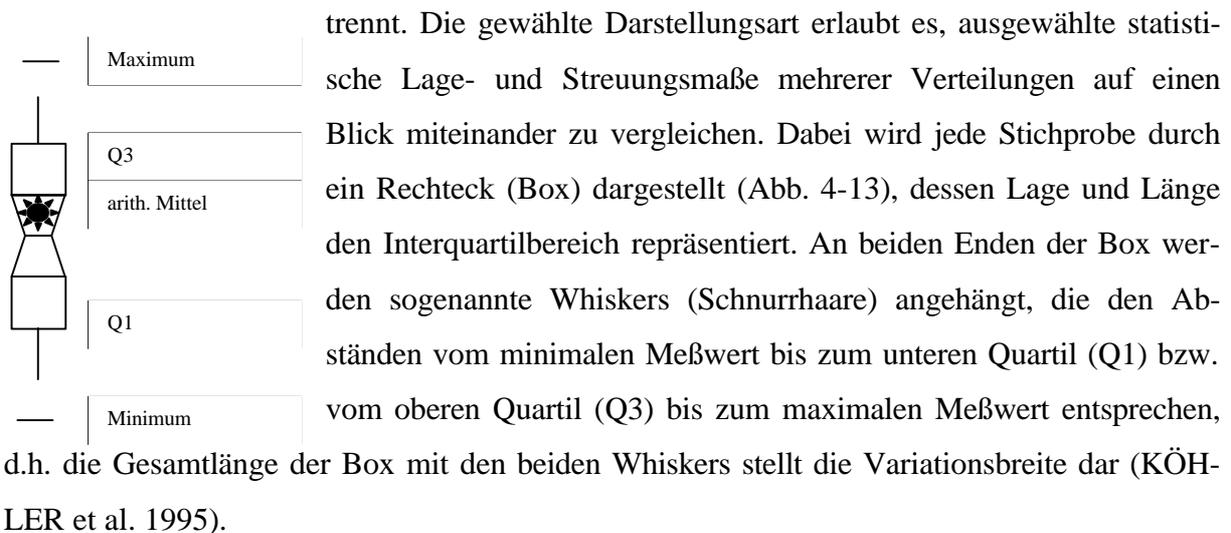
Abb. 4-12: Aufsichtsskizze zur Lage der Meßparzellen und des Haupttracerweges am Standort Schornbusch.

4.4 Stickstoff- und DOC-Dynamik

Als Stickstoff- und DOC-Dynamik werden im folgenden sowohl die maximal ermittelten Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen und -gehalte im Boden über den Jahreslauf (d.h. die Variationsbreite zwischen minimalem und maximalem Meßwert) als auch kurzfristige Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen und -gehalte zwischen den einzelnen Probenahmeterminen verstanden.

4.4.1 Darstellung der Ergebnisse

Ein Vergleich der Stickstoff- und DOC-Dynamik im Sinne der maximal ermittelten Veränderung von $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und DOC-Konzentrationen und -Gehalten der Bodenlösung bzw. Bodenfeststoffphase ist durch eine Analyse der Häufigkeitsverteilungen möglich. Die Abbildungen (Abb. 4-14 bis Abb. 4-16) zeigen sogenannte Box-Whisker-Plots aller während des Untersuchungszeitraumes ermittelten Meßwerte nach Untersuchungsflächen und -tiefen ge-



trennt. Die gewählte Darstellungsart erlaubt es, ausgewählte statistische Lage- und Streuungsmaße mehrerer Verteilungen auf einen Blick miteinander zu vergleichen. Dabei wird jede Stichprobe durch ein Rechteck (Box) dargestellt (Abb. 4-13), dessen Lage und Länge den Interquartilbereich repräsentiert. An beiden Enden der Box werden sogenannte Whiskers (Schnurrhaare) angehängt, die den Abständen vom minimalen Meßwert bis zum unteren Quartil (Q1) bzw. vom oberen Quartil (Q3) bis zum maximalen Meßwert entsprechen, d.h. die Gesamtlänge der Box mit den beiden Whiskers stellt die Variationsbreite dar (KÖHLER et al. 1995).

Abb. 4-13: Box-Whisker-Plot

Ein Vergleich der Stickstoff- und DOC-Dynamik im Sinne der kurzfristigen Schwankung ist durch eine Zeitreihenbetrachtung möglich.

4.4.2 Ergebnisse der Saugkerzenuntersuchungen

Datenbasis

Von Dezember 1995 bis Mai 1998 konnte über keramische Saugkerzen während der winterlichen Versickerungsperioden Bodenlösung gewonnen werden. Somit wurden drei winterliche Versickerungsperioden (1995/1996, 1996/1997 und 1997/1998) erfaßt. Witterungsbedingt war das Probenvolumen während und zwischen den winterlichen Versickerungsperioden großen Schwankungen unterworfen. Wegen Trockenheit im Frühjahr und Sommer und zusätzlich durch Frost im Winter war eine ausreichende Förderung von Bodenlösung nicht zu jeder Zeit möglich, so daß für diese Zeiträume nur wenige oder keine Analyseergebnisse vorliegen.

Variationsbreite der Nährstoff-Konzentration in der Bodenlösung

Die **NO₃-N-Konzentrationen** in der Bodenlösung waren während der gesamten Untersuchungsperiode an allen Untersuchungsflächen großen Schwankungen unterworfen (Abb. 4-14). Die Bewertung der gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen orientiert sich an den in SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werten für nicht bis wenig belastete Ackerböden, für die eine Spanne von 1 bis 800 mg/l NO₃ (häufige Werte 20-200 mg/l) angegeben wird. Die gemessenen mittleren Werte liegen demnach an allen Standorten in einem für landwirtschaftlich genutzte Böden durchschnittlichen Bereich.

Am **Standort Auen** ist im Vergleich zu allen Untersuchungsflächen die geringste Nitrat-N-Dynamik (1,0-30,3 mg/l) festgestellt worden. Das gilt sowohl für den Ap-Horizont (1,0-22,4 mg/l) als auch für die übrigen Meßtiefen 50 cm (7,1-30,3 mg/l), 100 cm (8,4-26,8 mg/l) und 130 cm (9,5-11,9 mg/l) des Stauwasserleiter und -körpers. Neben der geringen Variationsbreite wurden am Standort Auen im Ap-Horizont mit 15,4 mg/l und in den Meßtiefen 50 cm und 100 cm mit 11,0 bzw. 22,5 mg/l des Sw-Horizontes die geringsten mittleren Nitrat-N-Konzentrationen im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen gemessen. Die gemessenen Mittelwerte liegen nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) im Bereich häufiger Werte (20-200 mg/l NO₃) für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Die rein mineralische Stickstoffdüngung am Standort Auen führt zu keinen überdurchschnittlichen Nitrat-N-Konzentrationen im Bodenprofil. Eine horizontbedingte Differenzierung der Nitrat-N-Konzentrationen im Bodenprofil konnte während des Untersuchungszeitraumes nicht festgestellt werden. Bei einem statistischen Vergleich der Mittelwerte (T-Test, α 0,05, 2 seitig) konnten mit zunehmender Tiefe keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden.

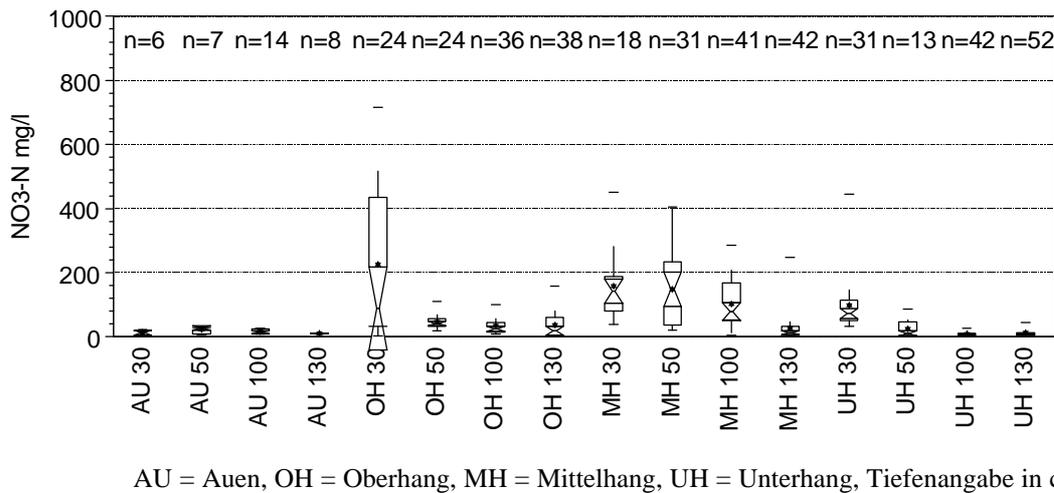


Abb. 4-14: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und Schornbusch.

Die größte Nitrat-N-Dynamik (0,8-716,5 mg/l) aller untersuchten Teilflächen am **Standort Schornbusch** wurde an der **Teilfläche Oberhang** gemessen. Diese weist hier im Ap-Horizont eine Spanne von 2,8 bis 716,5 mg/l auf und nimmt im Sew/Swd-Horizont in der Meßtiefe von 50 cm auf eine Spanne von 18,2 bis 109,6 mg/l ab; sie steigt im Sd-Horizont wieder in den Meßtiefen 100 cm und 130 cm auf eine Spanne von 8,2 bis 100,9 bzw. 0,8 bis 157,3 mg/l an.

Die mittleren Nitrat-N-Konzentrationen liegen im Ap-Horizont mit 226,8 mg/l über den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werten, jedoch im Sew-/Swd-Horizont mit 47,7 mg/l und im oberen Sd-Horizont mit 34,8 bzw. 36,7 mg/l im unteren Sd-Horizont im Bereich häufiger Werte (20-200 mg/l NO₃) für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Die Differenzierung der charakteristischen Verteilungsmerkmale der Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung sind horizontbedingt durch den Übergang von Ap- in den Staukörper zu interpretieren. Bei einem Vergleich der Mittelwerte (T-Test, α 0,05, 2-seitig) wurden im Übergang vom Ap- zum Sew-Swd-Horizont signifikante Unterschiede der Nitrat-N-Konzentrationen nachgewiesen. Durch den hochanstehenden und dichten Staukörper ist an der Teilfläche Oberhang eine vertikale Stoffverlagerung und das Pflanzenwachstum gehemmt. Dadurch findet die Nährstoffdynamik der Teilfläche Oberhang überwiegend im Ap-Horizont statt (vgl. Kap. 7). Der gesamte Bereich des Stauwasserleiter und -körpers ab 50 cm Tiefe ist hinsichtlich seiner statistischen Lage- und Streuungsparameter vergleichbar. Es konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Mittelwerten nachgewiesen werden.

An der **Teilfläche Mittelhang** ist die Nitrat-N-Dynamik in der Bodenlösung mit einer Spanne von 0,1 bis 450,5 mg/l geringer als an der Teilfläche Oberhang. Die größte Variationsbreite wurde wie an der Teilfläche Oberhang im Ap-Horizont mit einer Spanne von 39,7 bis 450,5 mg/l nachgewiesen. Die Nitrat-N-Dynamik nimmt im Swd- und Sd- Horizont in den Meßtiefen von 50 cm (20,6-404,5 mg/l), 100 cm (5,6-284,8 mg/l) und 130 cm (0,1-248,5 mg/l) ab. Es ist zu vermuten, daß durch laterale Stoffzufuhr aus dem Ap-Horizont aus dem Bereich der Teilfläche Oberhang es an der Teilfläche Mittelhang zeitweise zu erhöhten Stickstoffkonzentrationen kommt (vgl. Kap. 6). Dadurch ist die Nitrat-N-Dynamik im Stauwasserleiter und -körper hier von allen Untersuchungsflächen am größten.

Die mittleren Nitrat-N-Konzentrationen liegen im Ap-Horizont mit 158,5 mg/l zwischen den mittleren Nitrat-N-Konzentrationen von Ober- und Unterhang. Die mittleren Nitrat-N-Konzentrationen der Swd- und Sd-Horizonte liegen mit 147,6 bzw. 26,9-102,8 mg/l im Vergleich zu den Teilflächen Ober- und Unterhang auf höherem Niveau, jedoch wie der Ap-Horizont im Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHBEL (1998, S.125) angegebenen Werten für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Im unteren Sd-Horizont (Meßtiefe 130 cm) liegen die ermittelten Meßwerte im Bereich häufiger Werte (20-200 mg/l NO₃). Die Differenzierung der charakteristischen Verteilungsmerkmale der Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung sind zum einen horizontspezifisch und zum anderen durch die laterale Stickstoffzufuhr zu interpretieren (vgl. Kap. 6. und 7.). Erst im unteren Sd-Horizont in der Meßtiefe von 130 cm kommt es zu einer signifikanten Minderung (T-Test, α 0,05, 2 seitig) der mittleren Nitrat-N-Konzentration.

Die geringste Nitrat-N-Dynamik am Standort Schornbusch mit einer Spanne von 0,8 bis 445,1 mg/l wurde an der **Teilfläche Unterhang** nachgewiesen.

Die größte Nitrat-N-Dynamik wurde wie an den übrigen Teilflächen im Ap-Horizont mit einer Spanne von 32,3 bis 445,1 mg/l gemessen. Sie nimmt im Sw-Horizont in den Meßtiefen von 50 cm (3,2-87,3 mg/l), 100 cm (0,8-27,6 mg/l) und 130 cm (1,7-44,8 mg/l) signifikant (T-Test, α 0,05, 2 seitig) ab und ist verglichen mit den übrigen Teilflächen des Standortes Schornbusch im Bereich des Stauwasserleiters am niedrigsten. Im gesamten Sw-Horizont konnten keine signifikanten Differenzierungen nachgewiesen werden. Demnach herrschen im Stauwasserleiter der Teilfläche Unterhang für die Nitrat-N-Dynamik vergleichbare Bedingungen.

Die mittleren Nitrat-N-Konzentrationen liegen im Ap-Horizont mit 98,5 mg/l im Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werten für nicht bis

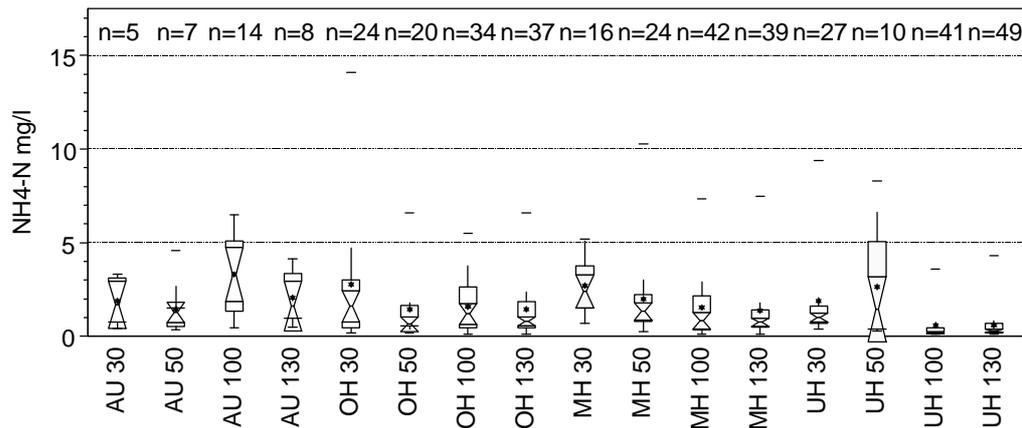
wenig belastete Ackerböden. Im Sw-Horizont mit 25,2, 8,1 und 13,4 mg/l im unteren Bereich der häufigen Werte (20-200 mg/l NO₃). Die Differenzierung der Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung ist an der Teilfläche Unterhang hauptsächlich durch den Einfluß von Hangzugwasser im unteren Sw-Horizont (Meßtiefe 130 cm) bedingt. Es ist zu vermuten, daß das aus den südlich an den Ackerschlag angrenzenden Waldgebieten gebildete nährstoffärmere Hangzugwasser an der Teilfläche Unterhang zu einer Verdünnung der Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung im unteren Sw-Horizont führt (vgl. Kap.4.2.2).

Wie bei den Nitrat-N-Konzentrationen orientiert sich die Bewertung der gemessenen **Ammonium-N-Konzentrationen** an den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werten für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Die Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung (Abb. II) lagen während der gesamten Untersuchungsperiode bei allen Untersuchungsflächen im Durchschnitt unter 3,5 mg/l und damit im unteren Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998) angegebenen Werte für nicht bis wenig belastete Ackerböden, die mit einer Spanne von 0,2 bis 16,0 mg/l angegeben werden. Zwischen den Untersuchungstiefen der einzelnen Teilflächen und der Standorte untereinander konnten keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden. Die im folgenden beschriebenen Unterschiede der Ammonium-N-Konzentrationen drücken daher nur Tendenzen aus.

Am **Standort Auen** wurde die größte Ammonium-N-Dynamik mit Meßwerten von 0,5 bis 6,5 mg/l und die größte mittlere Ammonium-N-Konzentration mit 3,3 mg/l in der Meßtiefe von 100 cm im Übergang vom Sw- zum Sd-Horizont nachgewiesen. In den übrigen Meßtiefen wurde eine mittlere Ammonium-N-Konzentration von 1,4 bis 2,1 mg/l bei einer Variationsbreite von 2,9 bis 4,2 mg/l gemessen. Im Gegensatz zur oben beschriebenen Nitrat-N-Dynamik wird bei der Ammonium-N-Konzentration am Standort Auen eine stärkere horizontbedingte Differenzierung im Bodenprofil erkennbar. Im Übergangsbereich vom Sw- zum Sd-Horizont mit häufigeren anaeroben Bedingungen kann es zeitweise zu Ammonium-N-Konzentrationserhöhungen nach Düngeereignissen in der Bodenlösung kommen, die zur größeren Variationsbreite der Meßergebnisse führen. Die ermittelten Mittelwerte liegen jedoch sowohl im Ap-Horizont als auch im Stauwasserleiter und -körper im Bereich von häufig gemessenen Werten für nicht bis wenig belastete Ackerböden.

An der **Teilfläche Oberhang** des Standortes Schornbusch wurde die größte Ammonium-N-Dynamik mit einer Spannweite von 0,2 bis 14,1 mg/l und die höchste mittlere Ammonium-N-

Konzentration (2,8 mg/l) im Ap-Horizont gemessen. Wie bei der Nitrat-N-Dynamik ist die Differenzierung der Ammonium-N-Konzentrationen im Bodenprofil horizontbedingt durch den Übergang vom Ap-Horizont in den Staukörper zu interpretieren. Der Sd-Horizont ist in den Meßtiefen von 50 cm und 100 cm hinsichtlich seiner statistischen Lage- und Streuungsparameter wie bei der Nitrat-N-Konzentration ähnlich zu bewerten. Hier liegen die mittleren Ammonium-N-Konzentrationen bei 1,5 mg/l, und bei der Variationsbreite wurde eine geringe Spanne von 5,4 bis 6,5 mg/l gemessen.



AU = Auen, OH = Oberhang, MH = Mittelhang, UH = Unterhang, Tiefenangaben in cm.

Abb. 4-15: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und Schornbusch.

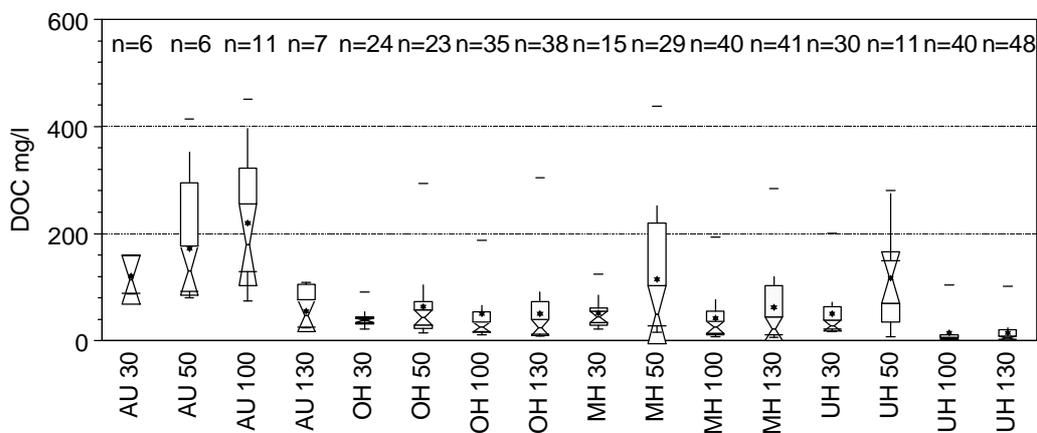
An der **Teilfläche Mittelhang** liegt die größte Ammonium-N-Dynamik im Swd-Horizont (0,3-10,3 mg/l) in der Meßtiefe von 50 cm. Die mittleren Ammonium-N-Konzentrationen nehmen mit zunehmender Tiefe von 2,7 auf 1,3 mg/l ab. Die Differenzierung der Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung ist - wie bei der Nitrat-N-Konzentration beschrieben - durch den Übergang in den Staukörper zu interpretieren.

An der **Teilfläche Unterhang** ist die höchste mittlere Ammonium-N-Konzentration von 2,8 mg/l im Sw-Horizont in der Meßtiefe von 50 cm gemessen worden. Im unteren Sw-Horizont tritt mit 0,6 mg/l die geringste mittlere Ammonium-N-Konzentration auf. Die Differenzierung ist wie bei der Nitrat-N-Dynamik durch den Einfluß von Hangzugwasser beeinflusst, so daß hier die Ammonium-N-Konzentrationen ganzjährig auf niedrigem Niveau liegen.

Die **DOC-Konzentrationen** in der Bodenlösung (Abb. 4-16) lagen während der gesamten Untersuchungsperiode an allen Untersuchungsflächen im Durchschnitt im unteren bis mittleren Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werte

(5-500 mg/l) für nicht bis wenig belastete Ackerböden, die als Bewertungsgrundlage für die folgenden Interpretationen dienen.

Am **Standort Auen** ist die DOC-Dynamik mit einer Spannweite von 24,4 bis 450,9 mg/l von allen Untersuchungsflächen am größten. Diese Ergebnis war unerwartet, da auf dem rein mineralisch gedüngten Schlag mit der geringsten DOC-Dynamik gerechnet worden ist. Die Variationsbreite nimmt zum Übergang des Sw-Horizontes in den Sd-Horizont bis zu einer Meßtiefe von 1 m (74,7-450,9 mg/l) zu. Das gleiche gilt auch für die mittlere DOC-Konzentration, die von 73,0 auf 376,2 mg/l im Sw-Horizont ansteigt. Erst mit dem Übergang zu den Hauptterrassenschottern des Sd-Horizontes in 120 cm nimmt sowohl die Variationsbreite mit einer Spannweite von 24,4 bis 108,4 mg/l, als auch die mittlere DOC-Konzentration auf 84,0 mg/l signifikant (T-Test, α 0,05, 2 seitig) ab. Es ist nicht auszuschließen, daß die im Vergleich zu den Teilflächen des Standortes Schornbusch hohen mittleren DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung aufgrund des geringen Probenumfanges ($n = 35$) überschätzt worden sind. Gründe für das abweichende Verhalten sind nicht bekannt. Auf dem rein mineralisch gedüngten Standort sind die DOC-Gehalte (vgl. unten) dagegen über die gesamte Meßperiode niedriger als an den Teilflächen des Standortes Schornbusch. Trotz der angenommenen Überschätzung der mittleren DOC-Konzentration liegen diese gemessenen Werte im Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werte für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Die Meßergebnisse lassen den Schluß zu, daß organisches Material im Ap-Horizont unter den meist aeroben Bedingungen schneller mineralisiert wird als im Sw-Horizont. Im Sw-Horizont ist der Abbau der organischen Substanz besonders im Übergang zu den Hauptterrassenschottern durch zeitweisen Wasserstau (vgl. Kap 4.2.1) gehemmt, und es kann zu höheren DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung kommen.



AU = Auen, OH = Oberhang, MH = Mittelhang, UH = Unterhang, Tiefenangabe in cm.

Abb. 4-16: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und Schornbusch.

Am **Standort Schornbusch** werden wie am Standort Auen die höchste DOC-Dynamik und die höchsten mittleren DOC-Konzentrationen in der Meßtiefe von 50 cm im Übergang vom Stauwasserleiter zu Stauwasserkörper unmittelbar unterhalb des Ap-Horizontes gemessen.

An der **Teilfläche Oberhang** ist die gemessene DOC-Dynamik im Ap-Horizont mit einer Spannweite von 22,1 bis 91,1 mg/l vergleichsweise gering. Im Gegensatz zur Nitrat-N- oder Ammonium-N-Dynamik liegt die größte DOC-Dynamik nicht im Ap-Horizont, sondern erst ab 50 cm Tiefe im Sew/Swd-Horizont (14,2-293,7 mg/l) vor. Die mittlere DOC-Konzentration ist zwischen 40,4 und 63,4 mg/l in allen Meßtiefen jedoch relativ niedrig und im unteren Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werte für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Die Meßergebnisse lassen den Schluß zu, daß organisches Material im Ap-Horizont unter aeroben Bedingungen besser mineralisiert wird als im Stauwasserleiter über dem Stauwasserkörper. Im Sew-Horizont ist der Abbau der organischen Substanz durch den nahe an der Geländeoberkante anstehenden Sd-Horizont durch häufige anaerobe Bedingungen gehemmt, und es kann hier zu höheren DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung kommen. Es konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Die gleiche Interpretation gilt auch für die **Teilfläche Mittelhang**. Hier wurde die größte DOC-Dynamik (5,8-438,1 mg/l) von allen Untersuchungsflächen nachgewiesen. Wie an der Teilfläche Oberhang ist die DOC-Dynamik (15,5-438,1 mg/l) im Swd-Horizont unmittelbar unterhalb des Ap-Horizontes am größten. Die mittlere DOC-Konzentration (42,5-114,7 mg/l) liegt in allen Horizonten im unteren Bereich der von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werte. Ein signifikanter Unterschied der Mittelwerte (T-Test, α 0,05, 2 seitig sigf.) ist im Übergang zum Sd-Horizont in der Meßtiefe von 50 cm auf 100 cm gegeben.

An der **Teilfläche Unterhang** liegt der Bereich mit der größten DOC-Dynamik (7,9-281,2 mg/l) im Sw-Horizont in der Meßtiefe von 50 cm Tiefe über dem vom Hangzugwasser beeinflussten Bereich des unteren Sw-Horizontes. In den Meßtiefen 100 cm und 130 cm des Sw-Horizontes ist die DOC-Dynamik (0,7-101,6 mg/l) geringer als im Ap-Horizont und oberen Sw-Horizont. Das mittlere DOC-Konzentrationsniveau nimmt vom Ap-Horizont von 48,9 mg/l bis in die Meßtiefe von 50 cm im oberen Sw-Horizont auf 94,9 mg/l zu. Im Hangzugwasserbereich ist die mittlere DOC-Konzentration mit 14,3- 14,8 mg/l signifikant (T-Test, α

0,05, 2-seitig) niedriger und noch unter den von SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1998, S.125) angegebenen Werten für nicht bis wenig belastete Ackerböden. Im unteren Sw-Bereich kann das Hangzugwasser zusätzlich zur Verdünnung der Bodenlösung führen.

Zeitlicher Gang der Nährstoff-Konzentration in der Bodenlösung

Der zeitliche Gang der Nährstoff-Konzentrationen (Nitrat-N, Ammonium-N und DOC) in der Bodenlösung und die im Laufe der Untersuchung durchgeführten Bewirtschaftungs- und Düngemaßnahmen der Landwirte sind detailliert im Anhang dargestellt und beschrieben. Im folgenden sollen die aus der Interpretation der Jahregänge gezogenen Schlußfolgerungen und Zusammenhänge zwischen den Stickstoff-Formen zusammenfassend vorgestellt werden.

Schlußfolgerungen und Zusammenhänge zwischen den Stickstoff-Formen

Die Dynamik der Nitrat-N, Ammonium-N und DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an den Standorten Auen und den Teilflächen des Standortes Schornbusch zeigen, daß bei den untersuchten bodenchemischen Parametern charakteristische Verteilungsmerkmale (z.B. Mittelwerte, Variationsbreite) auffallen, die horizontbedingt zu interpretieren sind. Damit liegen Zusammenhänge zum Bodenwasserhaushalt nahe, der ebenfalls stark von den unterschiedlichen Horizonteigenschaften an den Untersuchungsflächen geprägt ist (vgl. Kap. 4.2). Die Nährstoffdynamik im Ap-Horizont wird durch einen nahe an der Geländeoberkante liegenden und dichten Staukörper des Sd-Horizontes verstärkt. Das zeigen die Analysen der Häufigkeitsverteilung der Nährstoffe in der Bodenlösung der Teilflächen des Standortes Schornbusch.

Die Ergebnisse aus den Zeitreihenanalysen zeigen, daß die Zusammensetzung und Höhe der Nitrat-N-, Ammonium-N- und DOC-Konzentrationen der Bodenlösung ganz entscheidend von den Bewirtschaftungs- und Düngemaßnahmen beeinflußt werden. Von besonderer Bedeutung scheint dabei leicht abbaubare organische Substanz zu sein, die durch Düngemaßnahmen ins System eingebracht wird und zu einer Akzentuierung der Nährstoffdynamik führt. Bei den für diese Region typischen Fruchtfolgen fällt der Zuckerrübe eine besondere Rolle zu. Die größte Nährstoffdynamik wurde unmittelbar nach dem Einarbeiten der leicht zersetzbaren Zuckerrübenblätter in der Versickerungsperiode 1996/1997 am Standort Schornbusch gemessen.

Weitere horizontspezifische Zusammenhänge konnten durch eine Korrelationsanalyse herausgearbeitet werden. In Tabelle 4-2 sind alle signifikanten Korrelationen, die zwischen den erfaßten Parametern ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, DOC, molare Absorption) gefunden worden sind, aufgeführt. Die dazugehörigen Streudiagramme finden sich im Anhang. Die Signifikanz, sowie die zumeist einheitliche Richtung der Zusammenhänge, lassen den Schluß zu, daß die Zusammenhänge auch bei schwachen bis mittleren Korrelationen gegeben sind. Nachgewiesene Korrelationen zwischen zwei bodenchemischen Parametern sind jeweils in einer Spalte differenziert nach Untersuchungsflächen und Horizont aufgelistet.

Tab. 4-2: Korrelationskoeffizienten nach Pearson für die erfaßten bodenchemischen Parameter:

Standort Horizont	$\text{NO}_3\text{-N}/\epsilon$	$\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}/\text{DOC}$	$\epsilon/\text{NH}_4\text{-N}$	ϵ/DOC	$\text{NH}_4\text{-N}/\text{DOC}$
OH Ap	0,852**	0,424*		0,593*		
MH Ap	0,636*			-0,624*	-0,959**	0,644**
UH Ap			0,641**		-0,583*	0,760**
AU Ap						
OH Sew	0,516*		-0,479*	-0,673**	-0,831**	
MH Swd			-0,552**	-0,536*	-0,677**	0,664**
UH Sw						
AU Sw						0,944**
OH Sd	0,792**	-0,575**	-0,480**	-0,657**	-0,648**	0,433*
MH Sd	0,539**	-0,498**	-0,590**	-0,750**	-0,812**	0,695**
UH Sw	-0,405*				-0,468*	0,484**
AU Sw		-0,563*				
OH Sd	0,831**	-0,473**	-0,430**	-0,686**	-0,686**	0,624**
MH Sd				-0,531**	-0,545**	0,608**
UH Sw					-0,567**	0,886**
AU Sw						

OH = Oberhang, MH = Mittelhang, UH = Unterhang, AU = Auen

Es bestehen in den Sd-Horizonten der Teilflächen Ober- und Mittelhang in der Bodenlösung Beziehungen zwischen der Nitrat-N- und der Ammonium-N-Konzentration. Die negative Korrelation kann ein Hinweis auf eine verminderte Nitrifikation unter den häufigeren anaeroben Bedingungen des Staukörpers sein. Bei einer optimalen Nitrifikation wäre bei hohen Ammonium-N-Konzentrationen auch hohe Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung zu erwarten. Die Vermutung einer verminderten Nitrifikation im Stauwasserbereich wird zusätz-

lich durch die positive Beziehung zwischen der DOC- und der Ammonium-N-Konzentration in der Bodenlösung verstärkt. Der Abbau des DOCs, unter häufigeren anaeroben Bedingungen, führt im Stauwasserbereich zu einer Anreicherung der Ammonium-N-Konzentration. Dieser Prozeß scheint auch im Stauwasserbereich der Teilfläche Unterhang eine Rolle zu spielen, da hier ebenfalls hohe DOC-Konzentrationen mit hohen Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung einhergehen. Die nachgewiesene negative Korrelation zwischen der Nitrat-N-Konzentration und der DOC-Konzentration kann ein Hinweis auf eine verstärkte Denitrifikationsrate im Sd-Horizont sein. Hohe DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung führen unter anaeroben Bedingungen zu einer verstärkten Nitratatmung und dadurch bedingt zu niedrigeren Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung.

Ein Zusammenhang zwischen dem Anteil der höherpolymeren organischen Substanz und der DOC-Konzentration liegt sowohl im Sd-Horizont der Teilflächen Ober- und Mittelhang als auch im Stauwasserbereich der Teilfläche Unterhang vor. Bei den Teilflächen Ober- und Mittelhang liegt zusätzlich eine Beziehung zwischen dem Anteil der höherpolymeren organischen Substanz und der Ammonium-N-Konzentration in den Sd-Horizonten vor. Diese Zusammenhänge sind durch die organische Düngung am Standort Schornbusch zu erklären. Der Anteil der höherpolymeren organischen Substanz war besonders nach Düngeereignissen hoch. Danach setzte eine verstärkte Veratmung der organischen Substanz ein und die DOC- bzw. Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung stiegen an. Auf dem rein mineralisch gedüngten Standort Auen konnten diese Zusammenhänge nicht nachgewiesen werden.

Die beschriebenen Zusammenhänge in der Bodenlösung sind besonders in den Übergangshorizonten (Sew- bzw. Swd-Horizont) und den Sd-Horizonten der Teilflächen Ober- und Mittelhang nachzuweisen. Die geringste Anzahl signifikanter Zusammenhänge wurden am Standort Auen und der Teilfläche Unterhang gefunden.

Da im Rahmen der Interpretation der Ergebnisse der Saugkerzenuntersuchungen eine Verifizierung der getroffenen Schlußfolgerungen zu den Zusammenhängen der Stickstoff-Formen ohne die Ergebnisse weiterer Untersuchungen nicht möglich ist, werden die hier aufgestellten Schlußfolgerungen in der Diskussion der Ergebnisse wieder aufgegriffen und weiter vertieft werden.

4.4.3 Ergebnisse der Bodenfeststoffphasenuntersuchungen

Datenbasis

Im Zeitraum von Mai 1996 bis April 1998 wurden jeweils im Frühjahr und Herbst vor und nach einer winterlichen Versickerungsperiode an allen Untersuchungsflächen Bodenproben in 33 cm-Kompartimenten bis zu einer Tiefe von 2 m genommen und auf Nitrat-N-, Ammonium-N- und DOC-Gehalte analysiert. Die Daten sollten die kontinuierlich laufenden Bodenlösungsanalysen ergänzen und als Grundlage für die Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes dienen. Da die gewonnenen Ergebnisse die Ergebnisse der Bodenlösungsanalysen bestätigen, wird auf eine ausführliche, sich wiederholende Interpretation verzichtet (vgl. Kap 4.4.2).

Variationsbreite der NO₃-N-Verteilung in der Bodenfeststoffphase

Die geringste Nitrat-N-Dynamik in der Bodenfeststoffphase bei den Nitrat-N-Gehalten (Abb.4-34) ist am **Standort Auen** ermittelt worden. Das gilt sowohl für den Ap-Horizont (60,5 kg/ha) als auch für den Bereich des Stauwasserleiters und -körpers. Im oberen Sw-Horizont im Kompartiment von 33-66 cm liegt die Variationsbreite der Nitrat-N-Gehalte bei 31,3 kg/ha, im unteren Sw-Horizont zwischen 5,3 - 8,9 kg/ha. Die Variationsbreite im Ap-Horizont der **Teilfläche Oberhang** liegt bei 231,7 kg/ha. Die Variationsbreite nimmt jedoch schon im Kompartiment von 33-66 cm im Sew-Horizont auf 82,3 kg/ha ab. Im Sd-Horizont nimmt die Variationsbreite der Nitrat-N-Gehalte von 23,1 bis 0,5 kg/ha ab, damit ist für den unteren Sd-Horizont in der Bodenfeststoffphase keine nennswerte Dynamik der Nitrat-N-Gehalte nachgewiesen worden. An der **Teilfläche Mittelhang** ist im Ap-Horizont mit 250,1 kg/ha die größte Variationsbreite von allen Untersuchungsflächen ermittelt worden. Im Swd-Horizont liegt die Variationsbreite bei 82,8 kg/ha und nimmt erst im Sd-Horizont weiter von 50,3 bis auf 3,7 kg/ha ab. Damit ist wie an der Teilfläche Oberhang für den unteren Sd-Horizont in der Bodenfeststoffphase keine nennswerte Dynamik der Nitrat-N-Gehalte nachgewiesen worden. Die geringste Variationsbreite der Meßwerte des Standortes Schornbusch nimmt die **Teilfläche Unterhang** ein. Im Ap-Horizont ist die Variationsbreite mit 130,3 kg/ha fast halb so groß wie an den Teilflächen Ober- und Mittelhang. Im Sw-Horizont liegt die Variationsbreite zwischen 18,5-14,3 kg/ha und nimmt erst im Sw-Horizont, der ganzjährig von Hangzugswasser beeinflusst ist, auf unter 10 kg/ha ab.

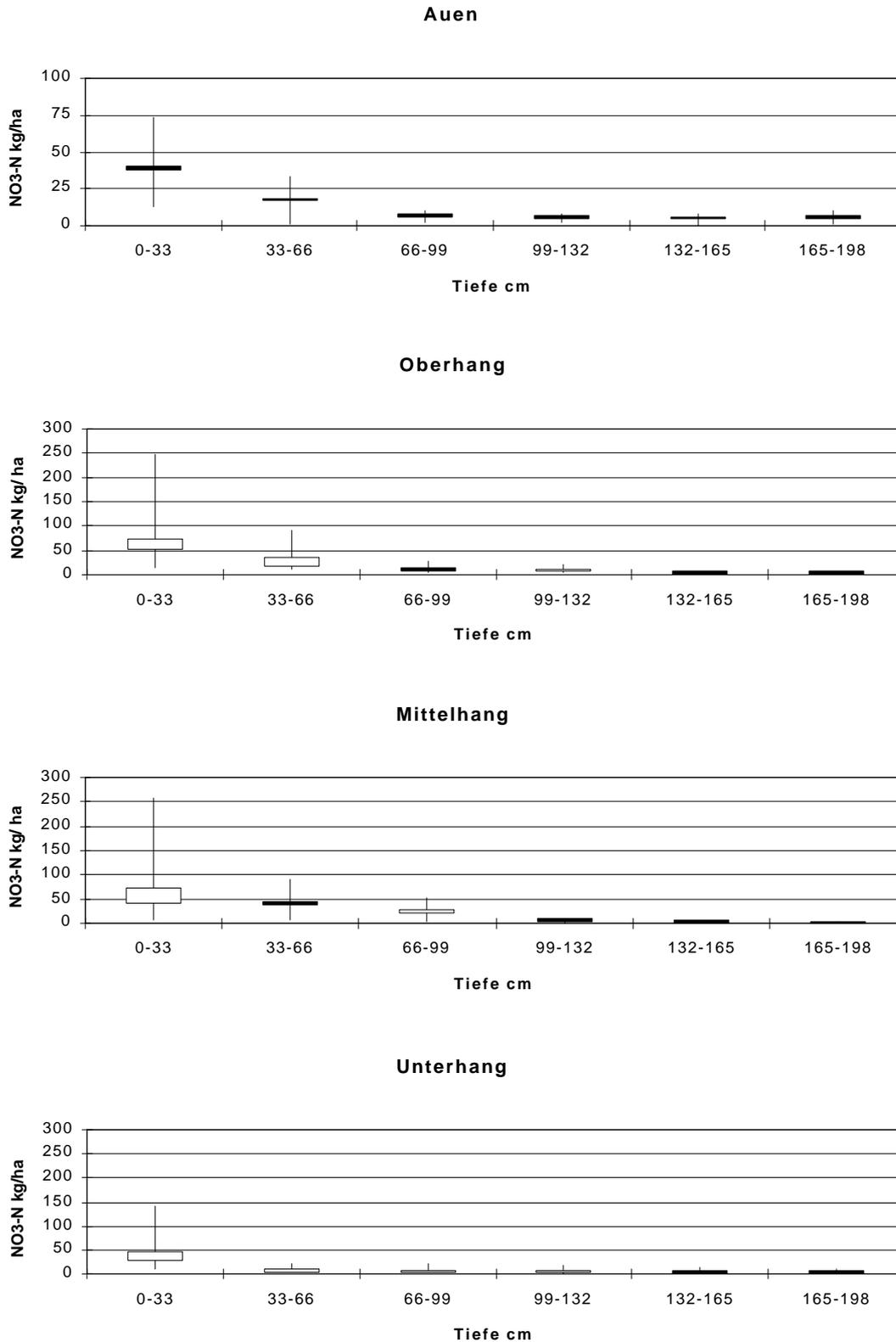


Abb. 4-17: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Nitrat-N-Gehalte in der Bodenfeststoffphase an den Standorten Auen und Schornbusch.

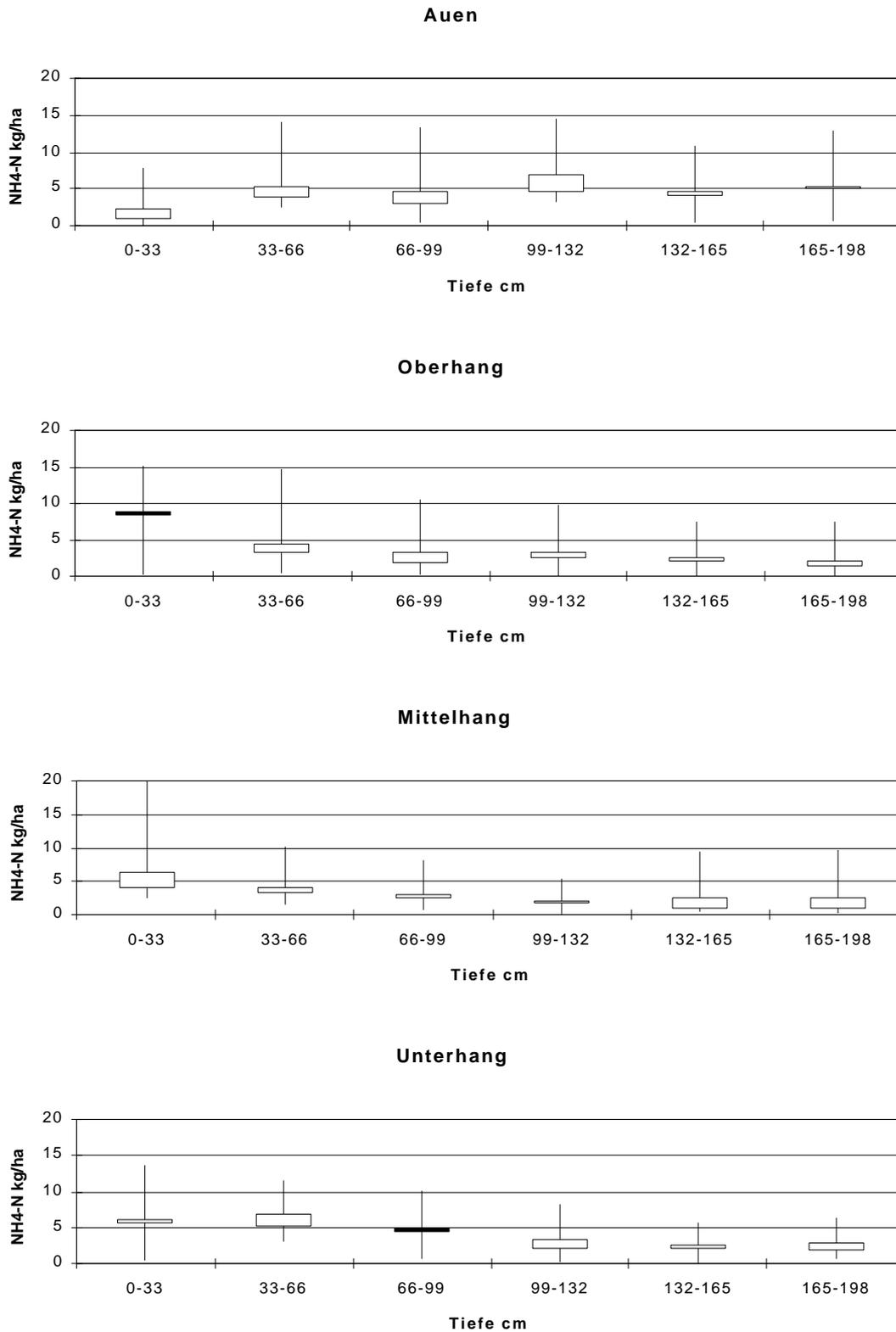


Abb. 4-18: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der Ammonium-N-Gehalte in der Bodenfeststoffphase an den Standorten Auen und Schornbusch.

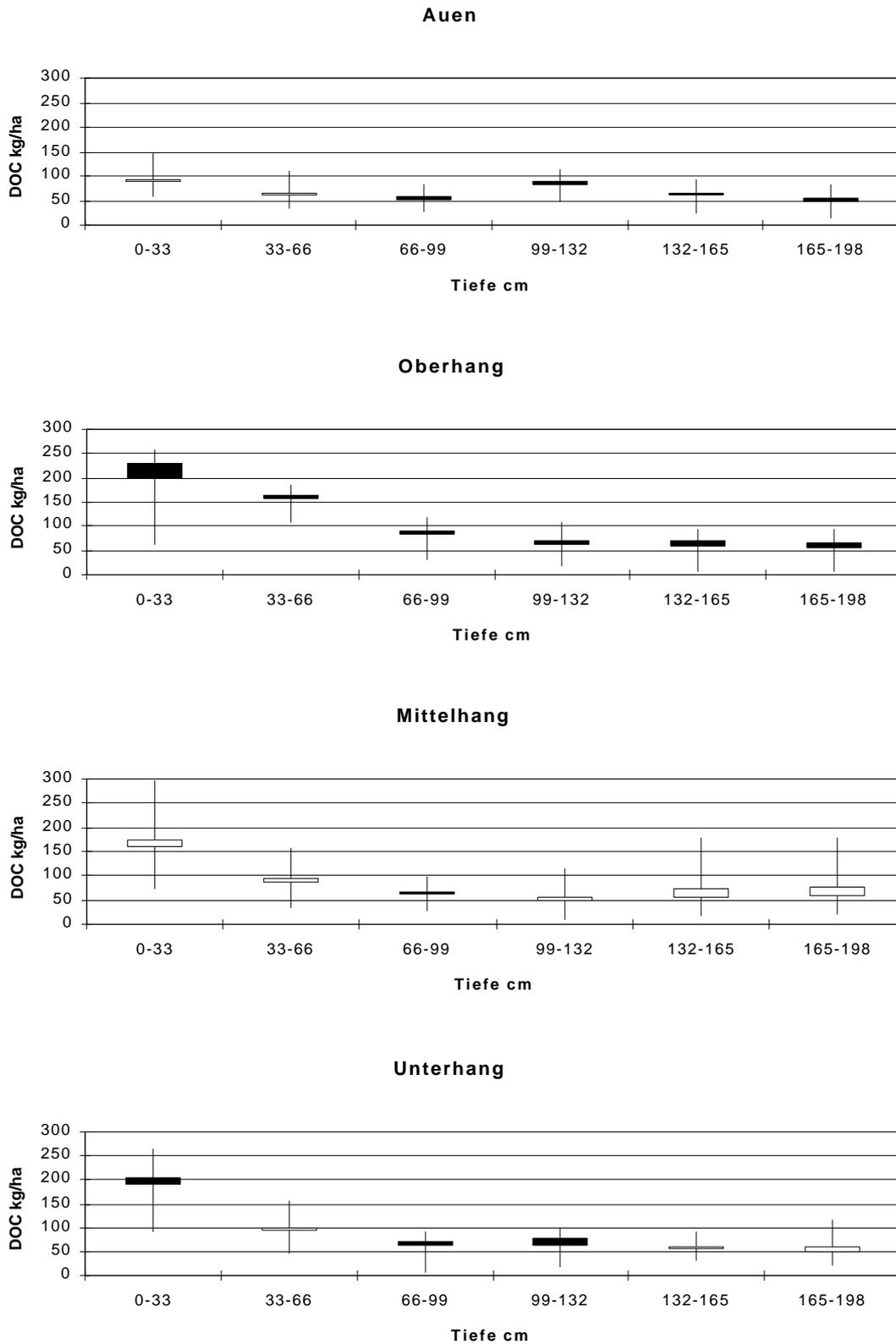


Abb. 4-19: Analyse der Häufigkeitsverteilung (Box-Whisker-Plots) der DOC-Gehalte in der Bodenfeststoffphase an den Standorten Auen und Schornbusch.

Variationsbreite der NH₄-N-Verteilung in der Bodenfeststoffphase

Am **Standort Auen** wurde eine Zunahme der Variationsbreite vom Ap- zum Sw-Horizont von 7,9 bis auf 13,0 kg/ha gemessen (Abb. 4-35). Am Standort Auen ist im gesamten Stauwasserleiter und -körper eine höhere Dynamik der Ammonium-N-Gehalte als im Ap-Horizont gemessen worden. Die Ammonium-N-Gehaltsdynamik im Sw- und Sd-Horizont ist jedoch nicht so stark nach Horizonten differenziert wie an den Teilflächen des Standortes Schornbusch, sondern liegt hier auf einheitlichem Niveau. Das gilt auch für die mittleren Ammoniumgehalte, die zwischen 4,6-6,9 kg/ha schwanken. An der **Teilfläche Oberhang** liegt die Variationsbreite im Ap- und Swe-Horizont zwischen 14,3 und 14,9 kg/ha. Im Sd-Horizont nimmt die Variationsbreite von 10,2 auf 7,5 kg/ha ab. An der **Teilfläche Mittelhang** liegt die Variationsbreite bei 18,3 kg/ha im Ap-Horizont und schwankt im Swd- und Sd-Horizont zwischen 5,3 und 9,4 kg/ha. Die **Teilfläche Unterhang** ist bei der Betrachtung der Variationsbreite mit der Teilfläche Mittelhang zu vergleichen. Im Ap-Horizont wurde die größte Variationsbreite mit 13,3 kg/ha gemessen. Im Sw-Horizont nimmt die Variationsbreite mit zunehmender Tiefe von annähernd 9,0 kg/ha bis auf 6,0 kg/ha ab.

Variationsbreite der DOC-Verteilung in der Bodenfeststoffphase

Am **Standort Auen** ist die Variationsbreite im Ap-Horizont mit 87,7 kg/ha von allen Untersuchungsflächen am geringsten (Abb. 4-36). Die Variationsbreite nimmt im Sw-Horizont auf 56,3 kg/ha ab. Im Sd-Horizont liegt die Variationsbreite bei ca. 68,0 kg/ha. An der **Teilfläche Oberhang** ist die größte DOC-Dynamik im Ap-Horizont mit 194,8 kg/ha ermittelt worden. Unterhalb des Ap-Horizontes schwanken die Variationsbreiten zwischen 79,0 und 90,7 kg/ha. An der **Teilfläche Mittelhang** ist die größte Variationsbreite am Standort Schornbusch sowohl im Ap-Horizont mit 224,0 kg/ha als auch im Swd-Horizont mit 123,2 kg/ha gemessen worden. Im oberen Sd-Horizont nimmt die Variationsbreite auf 68,3 kg/ha ab und steigt im Sd-Horizont auf 163,5 kg/ha an. An der **Teilfläche Unterhang** liegen die höchsten Variationsbreiten im Ap- und oberen Sw-Horizont vor. Die Variationsbreite nimmt im Sw-Horizont bis 59,7 kg/ha ab und steigt im Bereich des Hangzugswassers wieder auf 98,6 kg/ha an.

Zeitlicher Gang der Nährstoffgehalte in der Bodenfeststoffphase

Am **Standort Auen** sind die Nitrat-N-Gehalte während der gesamten Untersuchungsperiode im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen am geringsten (Abb. 4-37 u. 4-38). Im Ap-Horizont liegt der Mittelwert bei 38,7 kg/ha, im oberen Sw-Horizont bei 16,8 kg/ha. Im unteren Stauwasserleiter und im Stauwasserkörper schwanken die Nitrat-N-Gehalte zwischen 7,0 und 5,0 kg/ha. Der Anbau von Winterweizen 1996 und Wintergerste 1997 führte zu niedrigeren, zum Teil - für den Standort Auen - unterdurchschnittlichen Nitrat-N-Gehalten. Der Anbau der Zuckerrübe 1998 führte zu überdurchschnittlichen Nitrat-N-Gehalten. Dies ist bedingt durch die Frühjahrsdüngung, die bei Zuckerrübe in einer Gabe gegeben wird, aber auch durch den hohen Stickstoffgehalt der Ernterückstände, die im Herbst mineralisiert werden. Die Ammonium-N-Gehalte liegen im Ap-Horizont ähnlich wie die Nitrat-N-Gehalte während der gesamten Untersuchungsperiode im Mittel bei 2,3 kg/ha auf niedrigem Niveau. Die relativ hohen Werte im Mai 1996 resultieren aus der N-Düngung. Die DOC-Gehalte sind auf dem rein mineralisch gedüngten Standort Auen mit 93,9 kg/ha halb so hoch wie am Standort Schornbusch und über die gesamte Untersuchungsperiode keinen großen Schwankungen unterworfen.

Die hohen Nitrat-N-Gehalte am **Standort Schornbusch** im Frühjahr 1996 sind auf den Einfluß der geteilten Stickstoffdüngung vor und nach der Zuckerrübensaat zurückzuführen, die kurzfristig vor der Bodenprobenahme erfolgte. Die ermittelten Gehalte stellen somit Extremwerte für den Standort Schornbusch dar und können nicht für einen längeren Zeitraum als repräsentativ angenommen werden. Im Frühjahr 1996 kommt es zu starken Differenzierungen zwischen den Teilflächen und innerhalb der Bodenprofile. An der **Teilfläche Oberhang** wurde im Frühjahr 1996 im Ap-Horizont der für die gesamte Untersuchungsperiode maximale Nitrat-N-Gehalt von 246,6 kg/ha gemessen. Im Sew-Horizont lagen die Nitrat-N-Gehalte bedingt durch die N-Düngung bei 91,7 kg/ha. In den Swd und Sd-Horizont kommt es bis zu einer Tiefe von 132 cm zu Erhöhungen des Nitrat-N-Gehaltes über den ermittelten Durchschnittsgehalten. Nach der Ernte der Zuckerrüben sind die Nitrat-N-Gehalte im November 1996 mit 55,9 kg/ha im Ap-Horizont auf ein niedrigeres Niveau abgesunken als im Frühjahr 1996. Der starke Stickstoffbedarf der Zuckerrüben führte 1996 in allen Horizonten zu niedrigeren Nitrat-N-Gehalten. Während der Jahre 1997 und 1998 mit der Hauptfrucht Winterweizen lagen die Nitrat-N-Gehalte stets auf niedrigem Niveau. Im Ap-Horizont schwankten die Nitrat-N-Gehalte zwischen 15,0 und 59,3 kg/ha. Die Nitrat-N-Gehaltdynamik war in den anderen Horizonten des Stauwasserleiters und -körpers dementsprechend gering. Die Schwankungen der Ammonium-N-Gehalte auf der Teilfläche Oberhang resultieren größtenteils aus vorherigen Düngeereignissen und sind an der Teilfläche Oberhang stärker

ausgeprägt als an den anderen Teilflächen des Standortes Schornbusch. Wie beim Nitrat-N-Gehalt sind die extremen Ammonium-N-Gehalte im Frühjahr 1996 durch die Stickstoffdüngungen vor und nach der Zuckerrübensaat zu begründen. Die DOC-Gehalte liegen am Standort Schornbusch bedingt durch die organischen Düngungen 1995, 1996 und 1997 auf höherem Niveau als am rein mineralisch gedüngten Standort Auen. Die DOC-Gehalte nehmen zum Jahre 1998 ab, da bis zur Probenahme noch keine organische Düngung erfolgte. An der Teilfläche Oberhang liegen die DOC-Gehalte im Ap-Horizont von Mai 1996 bis Mai 1997 zwischen 227,2 und 248,6 kg/ha und fallen bis April 1998 auf 63,6 kg/ha ab. Im Swd-Horizont liegen die DOC-Gehalte von Mai 1996 bis Mai 1997 zwischen 157,9 und 186,2 kg/ha und fallen bis November 1997 auf 107,3 kg/ha ab. Im April 1998 sind die DOC-Gehalte im Swd-Horizont wieder auf 163,0 kg/ha angestiegen. Es ist zu vermuten, daß durch das Pflügen organisches Material tiefer in den Boden eingearbeitet worden ist und zu der Gehaltserhöhung in dieser Meßtiefe von 33-66 cm führte.

An der **Teilfläche Mittelhang** wurde wie an der Teilfläche Oberhang im Frühjahr 1996 im Ap-Horizont bedingt durch die N-Düngung der für die gesamte Untersuchungsperiode maximale Nitrat-N-Gehalt von 258,6 kg/ha gemessen. Im Swd- und Sd-Horizont konnte jedoch keine Erhöhung der Nitrat-N-Gehalte wie im Ap-Horizont nachgewiesen werden. Im Swd- und Sd-Horizont liegen die Nitrat-N-Gehalte zum Teil unter den ermittelten Durchschnittswerten. Nach der Ernte der Zuckerrüben sind die Nitrat-N-Gehalte im November 1996 mit 47,4 kg/ha im Ap-Horizont auf ein niedrigeres Niveau abgesunken. Der starke Stickstoffbedarf der Zuckerrüben führte jedoch nur im Ap-Horizont zu niedrigeren Nitrat-N-Gehalten. Während der Jahre 1997 und 1998 mit Hauptfrucht Winterweizen lagen die Nitrat-N-Gehalte stets auf niedrigerem Niveau. Im Ap-Horizont schwankten die Nitrat-N-Gehalte zwischen 8,6 und 65,9 kg/ha. Die Nitrat-N-Gehaltdynamik war jedoch im Übergang von Swd- zum Sd- Horizont stärker ausgeprägt als an den Vergleichsflächen des Standortes Schornbusch. Im Februar 1997 und November 1997 lagen die Nitrat-N-Gehalte mit 88,9 kg/ha bzw. 67,1 kg/ha über den Nitrat-N-Gehalten des Ap-Horizontes. Die Schwankungen der Ammonium-N-Gehalte der Teilfläche Mittelhang resultieren wie an der Teilfläche Oberhang aus vorherigen Düngeereignissen. Wie beim Nitrat-N-Gehalt sind die extremen Ammonium-N-Gehalte im Frühjahr 1996 durch die Stickstoffdüngungen vor und nach der Zuckerrübensaat zu begründen. Während der übrigen Untersuchungsperiode schwankten die Ammonium-N-Gehalte gering unter den ermittelten Durchschnittsgehalten von 6,4 kg/ha im Ap-, 4,2 kg/ha im Swd- und 3,0-2,0 kg/ha im Sd-Horizont. An der Teilfläche Mittelhang nehmen die DOC-Gehalte im Ap-Horizont von 295,5 kg/ha (Mai 1996) bis auf 71,5 kg/ha (April 1998) ab. Im Swd-Horizont fallen die DOC-Gehalte von 156,8 kg/ha (Mai 1996) bis auf 33,6 kg/ha (November 1997) ab. Im April 1998 sind die DOC-Gehalte bedingt durch das Pflügen im Swd-Horizont wieder auf 66,7 kg/ha angestiegen.

An der **Teilfläche Unterhang** wurde wie an den Teilflächen Ober- und Mittelhang im Frühjahr 1996 im Ap-Horizont der für die gesamte Untersuchungsperiode maximale Nitrat-N-Gehalte von 142,6 kg/ha gemessen. Im gesamten Sw-Horizont konnte eine Erhöhung der Nitrat-N-Gehalte bedingt durch die N-Düngung nachgewiesen werden. Für den gesamten Sw-Horizont wurden im Mai 1996 maximale Nitrat-N-Gehalte zwischen 21,1 und 10,3 kg/ha gemessen. Nach der Ernte der Zuckerrüben sind die Nitrat-N-Gehalte im November 1996 mit 32,2 kg/ha im Ap-Horizont auf ein niedrigeres Niveau unter den ermittelten Durchschnittswert von 46,5 kg/ha abgesunken. Der starke Stickstoffbedarf der Zuckerrüben führte im Ap- und gesamten Sw-Horizont zu niedrigeren Nitrat-N-Gehalten, die unter den ermittelten Durchschnittswerten von 2,2 bis 5,2 kg/ha lagen. Während der Jahre 1997 mit Hauptfrucht Winterweizen und 1998 ebenfalls Winterweizen lagen die Nitrat-N-Gehalte stets auf niedrigerem Niveau. Im Ap-Horizont schwankten die Nitrat-N-Gehalte zwischen 32,2 und 22,4 kg/ha. Die Nitrat-N-Gehaltdynamik war dementsprechend auch im Sw-Horizont gering. Die Schwankungen der Ammonium-N-Gehalte der Teilfläche Unterhang resultieren wie an den Teilflächen Ober- und Mittelhang von vorherigen Düngeereignissen. Wie beim Nitrat-N-Gehalt sind die extremen Ammonium-N-Gehalte im Frühjahr 1996 durch die Stickstoffdüngungen vor und nach der Zuckerrübensaat zu begründen. Während der übrigen Untersuchungsperiode schwankten die Ammonium-N-Gehalte gering um den ermittelten Durchschnittsgehalt von 6,1 kg/ha im Ap-, bzw. zwischen 2,7-6,9 kg/ha im Sw-Horizont. An der Teilfläche Unterhang nehmen die DOC-Gehalte im Ap-Horizont von Mai 1996 von 264,9 kg/ha bis April 1998 auf 90,7 kg/ha ab. Im oberen Sw-Horizont in der Meßtiefe 33-66 cm fallen die DOC-Gehalte von Mai 1996 von 156,6 kg/ha bis November 1997 auf 44,2 kg/ha ab. Im April 1998 sind die DOC-Gehalte im oberen Sw-Horizont bedingt durch das Pflügen wieder auf 57,4 kg/ha angestiegen.

Schlußbemerkung

Die Ergebnisse der Bodenfeststoffphasenuntersuchungen zeigen ausgeprägtere Gegensätze zwischen den Ap- und Sd-Horizonten als es die Ergebnisse der Konzentrationsmessungen in der Bodenlösung vermuten ließen. Die beiden Methoden (Saugkerzentechnik bzw. Bohrungen) erfassen unterschiedlich fest gebundenenes Bodenwasser. Die Probenahmemethoden liefern jedoch nicht unterschiedliche Ergebnisse, sondern stellen sich ergänzende Methoden dar. Das Prozeßgeschehen (z.B. präferentieller Fluß) wird mit der Saugkerzentechnik besser erfaßt, während der Stofftransport durch die Bodenmatrix auf den untersuchten Standorten effektiver über die Bodenfeststoffphasenuntersuchung zu ermitteln ist.

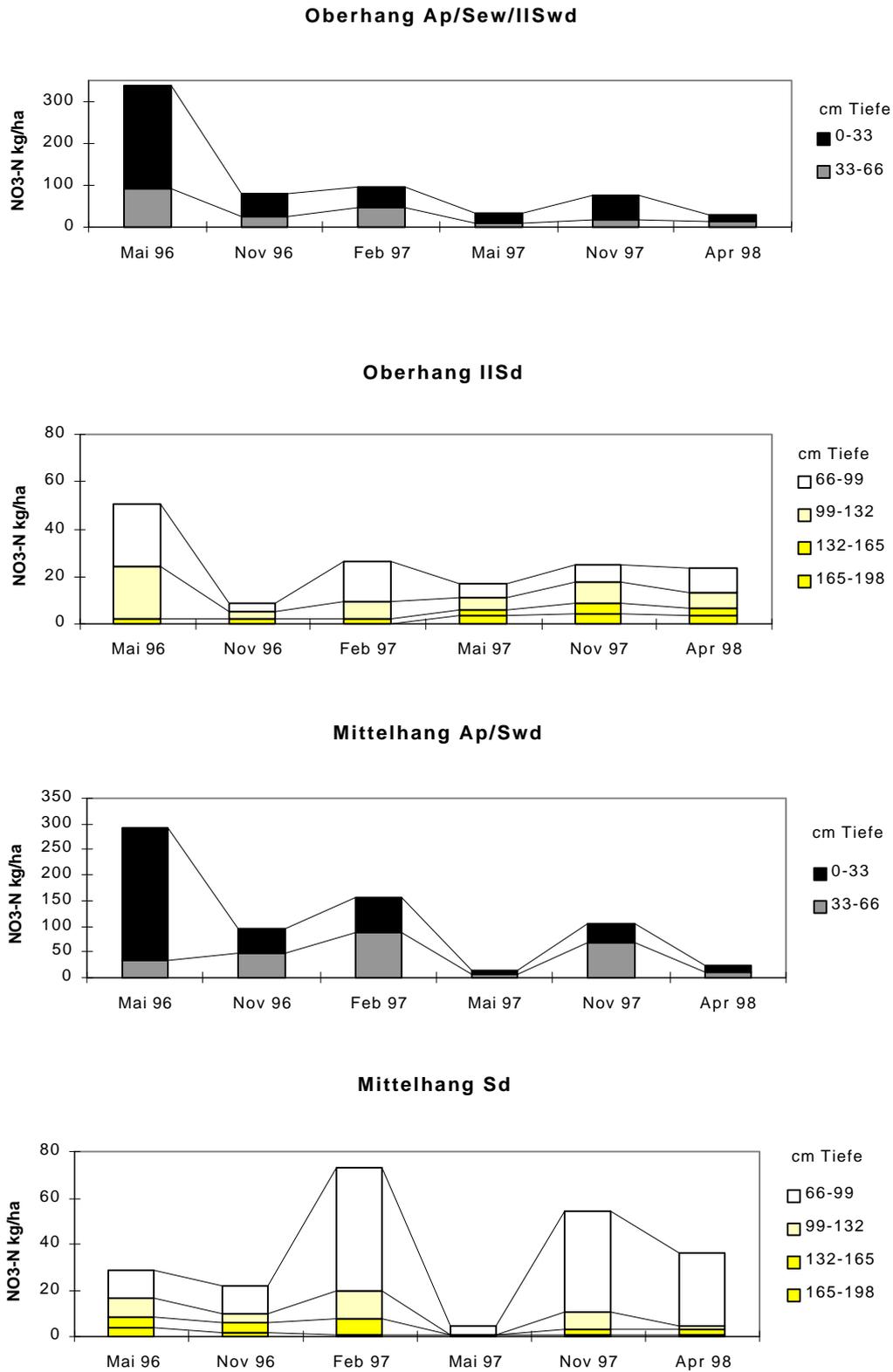


Abb. 4-20: Zeitlicher Gang der Nitrat-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.

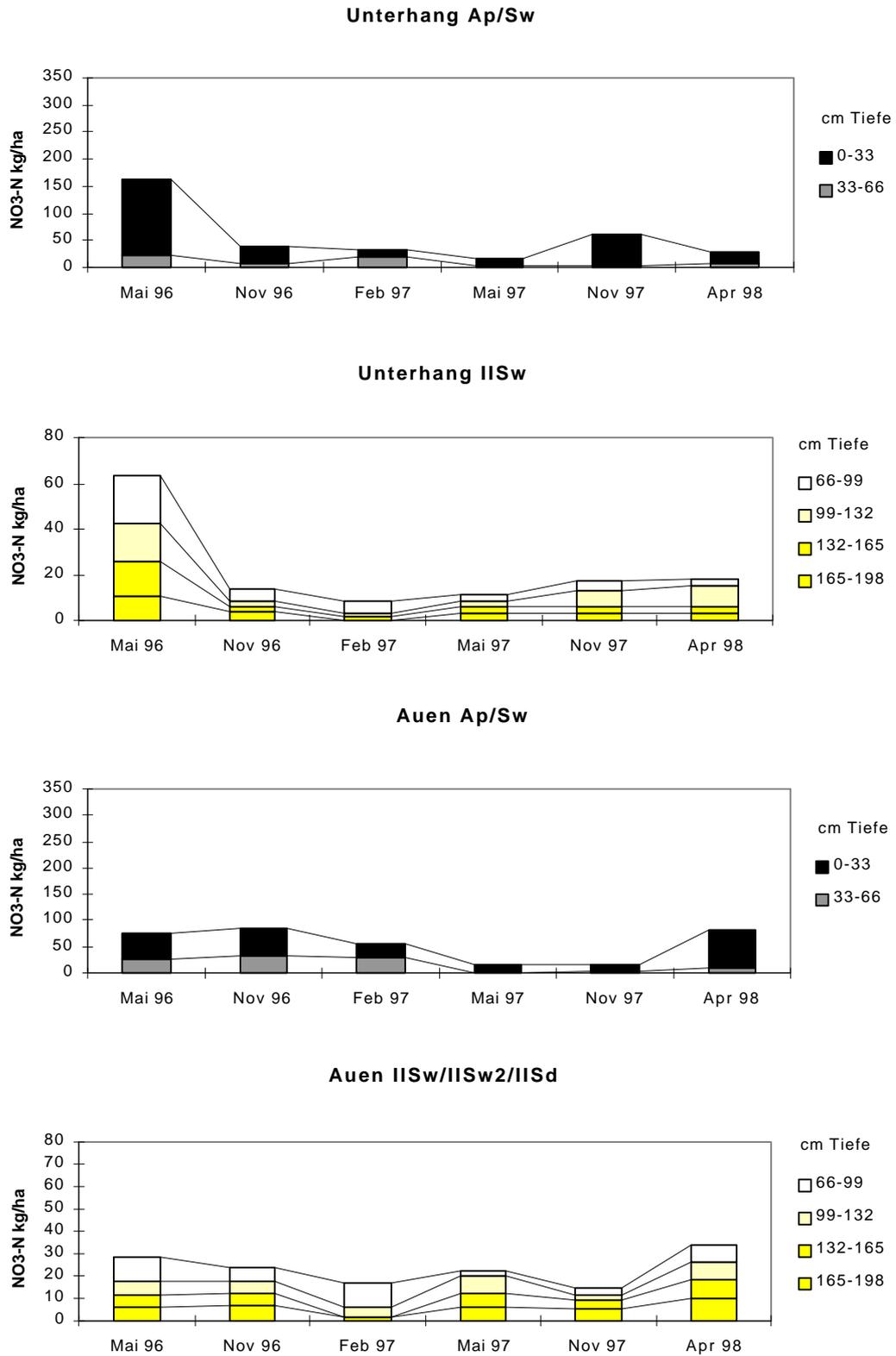


Abb. 4-21: Zeitlicher Gang der Nitrat-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.

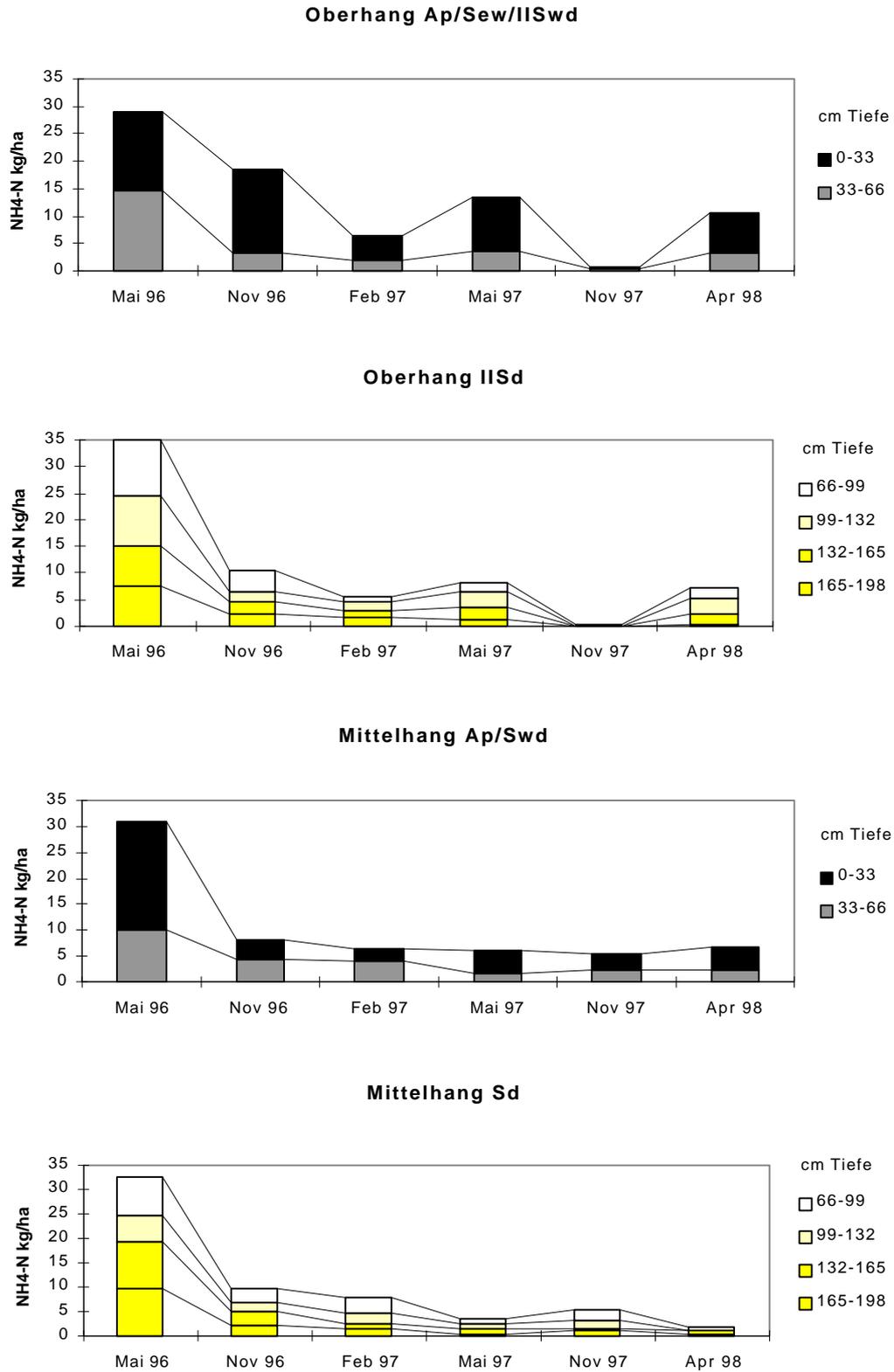


Abb. 4-22: Zeitlicher Gang der Ammonium-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.

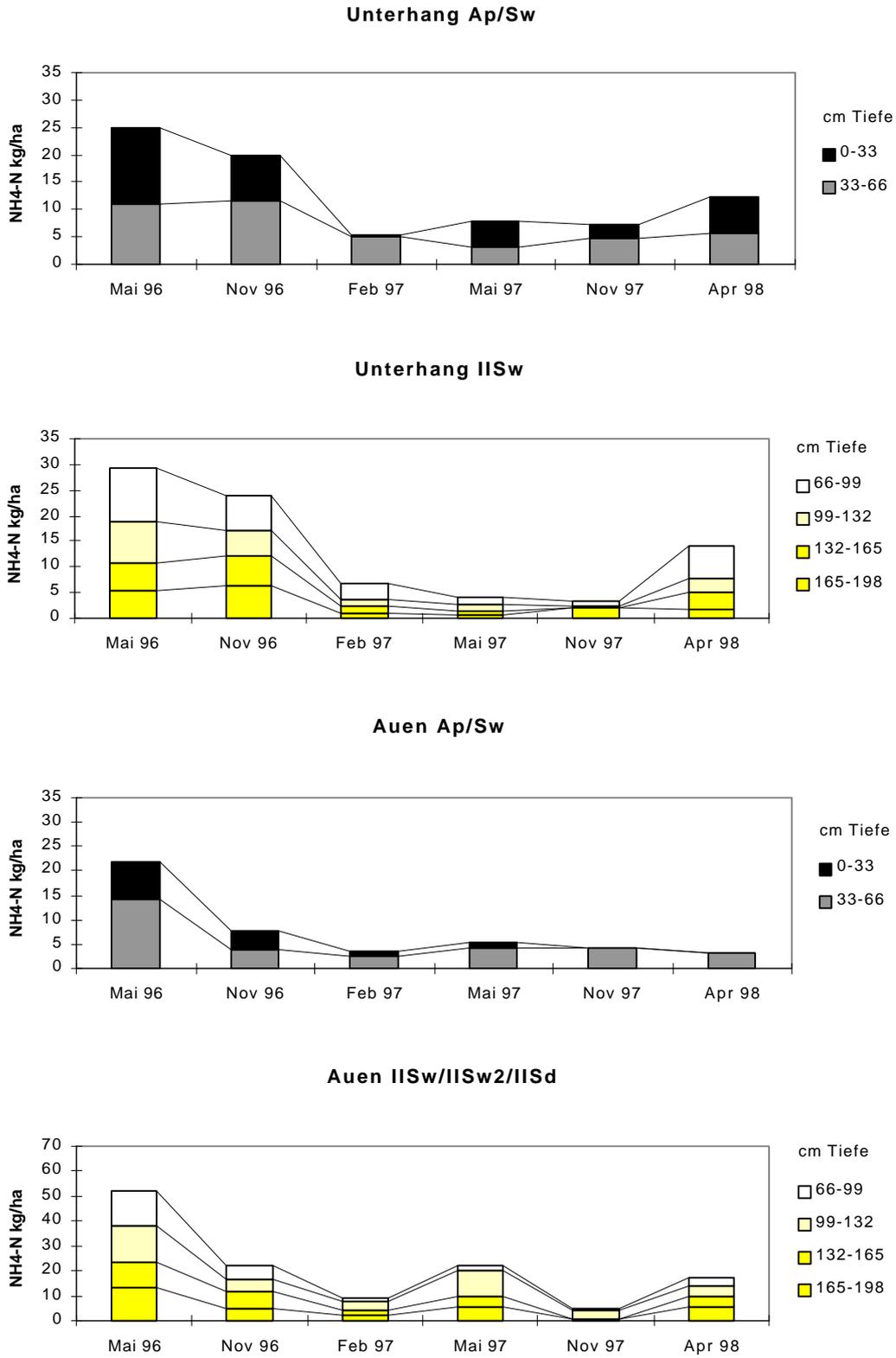


Abb. 4-23: Zeitlicher Gang der Ammonium-N-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.

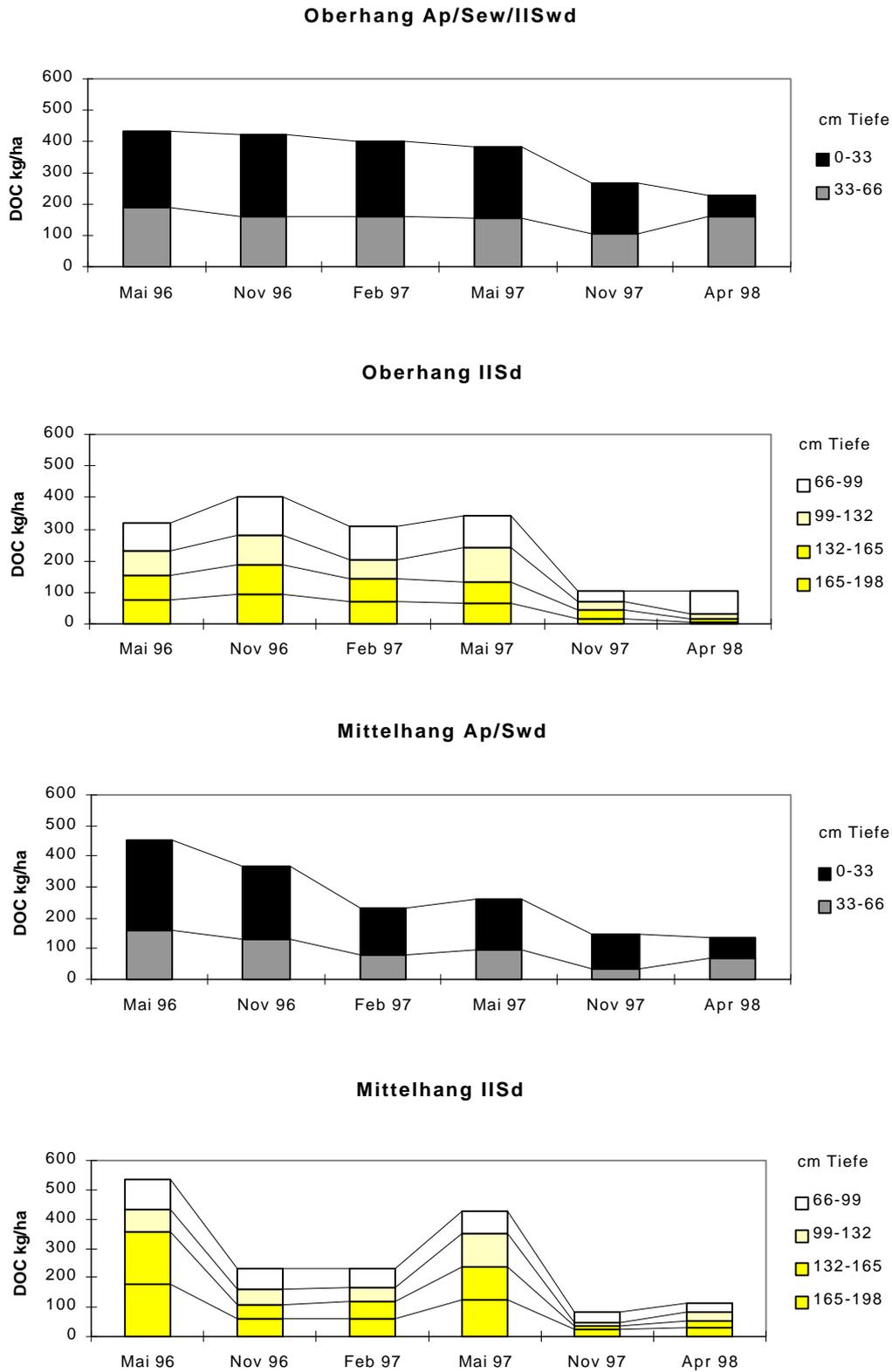


Abb. 4-24: Zeitlicher Gang der DOC-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.

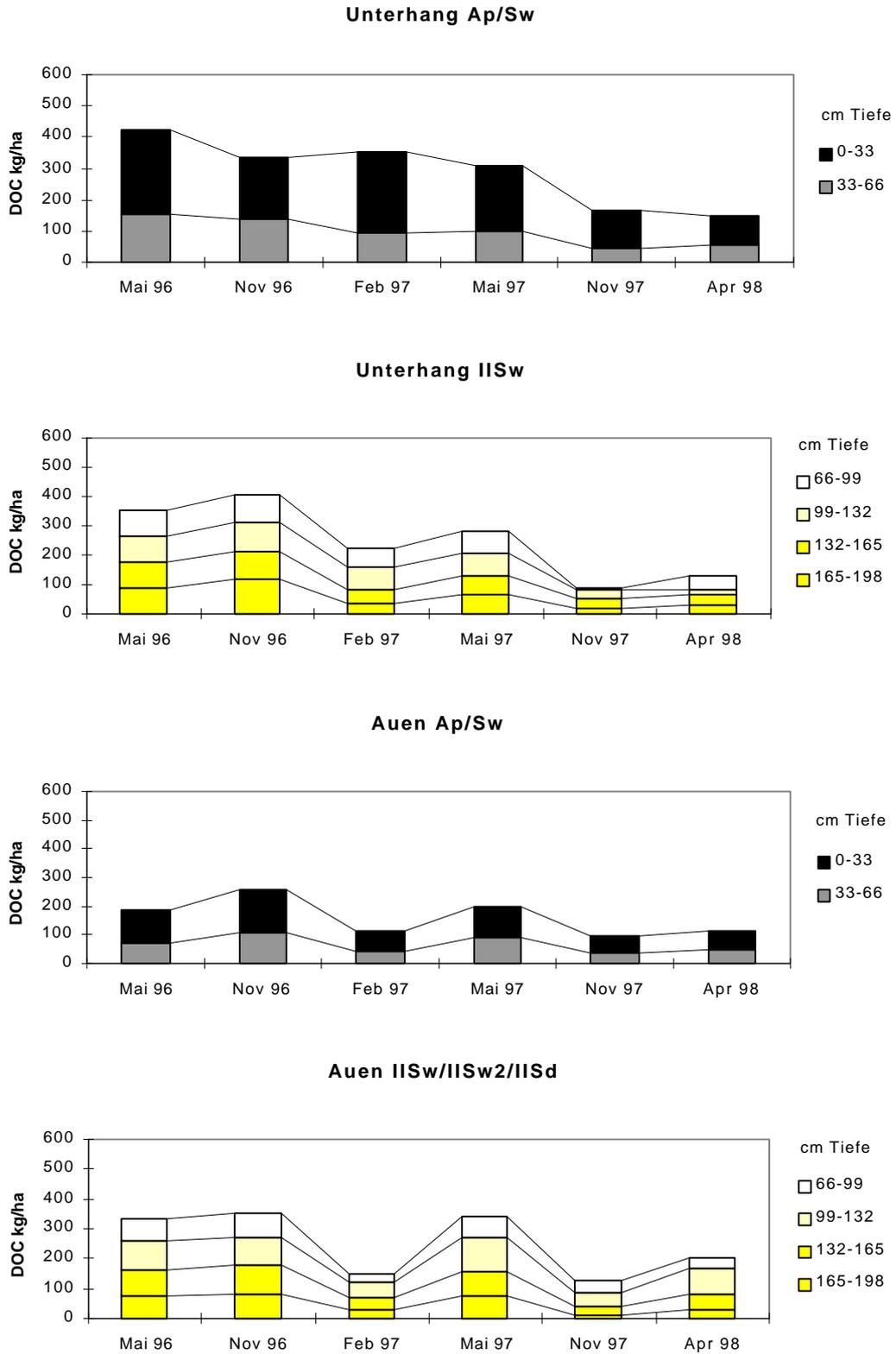


Abb. 4-25: Zeitlicher Gang der DOC-Gehalte an den Standorten Auen und Schornbusch.

4.5 Redoxpotentialmessungen

4.5.1 Datengrundlage, Bewertung und Darstellung der Ergebnisse

Zur ergänzenden Interpretationshilfe über die Prozesse des Stickstoffumsetzung wurden an den Teilflächen Ober- und Unterhang des Standortes Schornbusch von Februar 1997 bis Juni 1998 Redoxsonden installiert und einmal wöchentlich das Redoxpotential (Eh) erfaßt. Bei der Interpretation und Bewertung der gemessenen Redoxpotentiale wird bezug auf die sogenannte sequentielle Reduktion genommen. Der Energiegewinn, den die Mikroorganismen beim Abbau der organischen Substanz unter Verwendung verschiedener Elektronenempfänger erzielen, nimmt in der durch die Gesetzmäßigkeiten der Thermodynamik definierten Reihenfolge $O_2 > NO_3^- > Mn^{3+/4+} > Fe^{3+} > SO_4^{2-} > CO_2$ (bei pH 7) ab und wird als sequentielle Reduktion bezeichnet. Jedem dieser Redoxsysteme der sequentiellen Reduktion läßt sich ein als Redoxpotential meßbarer energetischer Zustand zuordnen (PATRICK & JUGSUJIDA 1992, ZHI-GUANG 1985).

Die Redoxpotentialbereiche und deren Auswirkungen auf die Oxidation und Reduktion werden im folgenden nach ZHI-GUANG (1985) abgegrenzt und bewertet (siehe Tab. 4-3).

Tab. 4-3: Klassifizierung der Redoxpotentiale (bezogen auf pH 7) nach dem Prinzip der sequentiellen Reduktion (nach ZHI-GUANG 1985).

Redoxpotentialbereich	Potentialbestimmende(s) Redoxpaar(e)	qualitative Klassifikation
> +400 mV	$O_2 \leftrightarrow 2 O^-$	oxidierend
+400 bis +200 mV	$NO_3^- \leftrightarrow NH_4^+, N_2, N_2O$ $Mn^{3+/4+} \leftrightarrow Mn^{2+}$	schwach reduzierend
+200 bis -100 mV	$Fe^{3+} \leftrightarrow Fe^{2+}$	mäßig reduzierend
< -100 mV	$SO_4^{2-} \leftrightarrow H_2S$ $CO_2 \leftrightarrow CH_4$	stark reduzierend

Anhand von detaillierten Untersuchungen (BOMHOLT 1998) von Einzelelektroden der einzelnen Untersuchungstiefen konnte bestätigt werden, daß jeder Meßwert einer einzelnen Meßelektrode nur einen Teil des kleinräumig wechselnden Redoxsystems Boden abdeckt und nicht für den gesamten Horizont repräsentativ ist. Nach FIEDLER (1997) dürfen mehrere Eh-Einzelmessungen in einem Horizont nicht als Wiederholung angesehen werden. Die Messungen an den einzelnen Elektroden spiegeln separate, zeitlich variable Kompartimente in der Größenordnung von wenigen mm^3 wider (FIEDLER 1997). Die Redoxverhältnisse können innerhalb der untersuchten Horizonte deshalb über kurze Distanzen erheblich schwanken (vgl. GISI et al. 1997). Auch in einem

gut durchlüfteten Boden kann der Kern größerer Aggregate anaerob werden, da der durch die wassergefüllten Poren nur langsam diffundierende Sauerstoff aufgebraucht ist, bevor er das Aggregatinnere erreicht. So können im gleichen Boden, in verschiedenen Nischen, die aerobe Nitrifikation und die anaerobe Denitrifikation nebeneinander ablaufen. In wechselfeuchten Böden sind gröbere Poren zeitweise luftführend und damit der Oxidation unterworfen, während dichtere Bereiche dauernd anaerob bleiben, was in Pseudogleyen durch die enge Nachbarschaft von rostfarbenen (oxidierten) und fahlgrauen (reduzierten) Eisenflecken zur Marmorierung des Bodens führt. In wassergesättigten und überfluteten Böden sind die Redoxverhältnisse homogener (GISI et al. 1997). Um einen möglichst großen Teil der ablaufenden Redoxprozesse im Boden nachvollziehen zu können, wurden im folgenden hauptsächlich die Mittel-, Maximum- und Minimumwerte aller Elektroden eines Horizontes bewertet, von einer Einzelbetrachtung der Meßwerte jeder einzelnen Elektrode wurde Abstand genommen. In Horizonten können Unterschiede bis zu 400 mV auftreten. Einzelne Elektroden zeigen dagegen nur geringe Schwankungen, solange keine relevanten Änderungen im Redoxsystem des Meßstandortes auftreten (vgl. SCHLICHTING et al. 1995). Bei hoher Auflösung der Messungen können räumlich differenzierte, annuelle, saisonale und diurnale Schwankungen der Redoxpotentiale erfaßt werden (FIEDLER 1997). Durch die technischbedingte wöchentliche Auflösung der Meßergebnisse konnten auf den Untersuchungsflächen hauptsächlich die annuellen und saisonalen Schwankungen erfaßt werden.

4.5.2 Ergebnisse der Redoxpotentialmessungen

An der Teilfläche Oberhang beträgt im Ap-Horizont die **Variationsbreite der Redoxpotentiale** der Minimumpotentiale (Minimumwert aller Elektroden einer Meßtiefe pro Meßtermin) 794 mV (-344 mV (stark reduzierend) bis 450 mV (oxidierend)) (Tab. 4-4). Die Variationsbreite der mittleren Redoxpotentiale beträgt 289 mV (213 mV (schwach reduzierend) bis 502 mV (oxidierend)). An der Teilfläche Unterhang beträgt die Variationsbreite beim Minimumpotential 319 mV (160 mV (mäßig reduzierend) bis 479 mV (oxidierend)). Die Variationsbreite der mittleren Redoxpotentiale beträgt 245 mV (298 mV (schwach reduzierend) bis 543 mV (oxidierend)). Im Ap-Horizont der Teilfläche Oberhang mit nahe an der Geländeoberfläche anstehendem Sd-Horizont wurden somit größere Schwankungen zwischen sehr niedrigen Potentialen zu sehr hohen Potentialen gemessen als im Ap-Horizont der Teilfläche Unterhang. Im unteren Sd-Horizont der Teilfläche Oberhang sind ganzjährig niedrige Redoxpotentiale zwischen -467 mV (stark reduzierend) und -25 mV (mäßig reduzierend) gemessen worden; dies gilt sowohl für die Minima als auch für die Mittelwerte. In der gleichen Meßtiefe (130 cm Tiefe) im unteren Sw-Horizont zeigen an der Teilfläche Unterhang die Minima eine jahreszeitliche Dynamik. So lagen die Minimumpotentiale im unteren Sw-Horizont in 130 cm Tiefe zwischen -443 mV (stark reduzierend) und 318 mV

(schwach reduzierend). Das ist ein Hinweis, daß in der gesamten Bodenmatrix des Sw-Horizontes der Teilfläche Unterhang oxidative Abbauprozesse möglich sind, wenn kein Hangzugswasser zu Sauerstoffmangel führt. Im Sd-Horizont der Teilfläche Oberhang ist die Möglichkeit eines oxidativen Stoffabbaus auf den oberen Sd-Horizont und den Makroporenbereich beschränkt.

Tab. 4-4: Mittel-, Maximum-, Minimumwert und Variationsbreite der Redoxpotentiale aller Meßtiefen an den Teilflächen Ober- und Unterhang differenziert nach mittleren (E_t), minimalen ($E_{t_{\min}}$) und maximalen ($E_{t_{\max}}$) Redoxpotential aller Elektroden einer Meßtiefe pro Meßtermin.

	30 cm Tiefe			50 cm Tiefe			100 cm Tiefe			130 cm Tiefe		
	E_t	$E_{t_{\min}}$	$E_{t_{\max}}$	E_t	$E_{t_{\min}}$	$E_{t_{\max}}$	E_t	$E_{t_{\min}}$	$E_{t_{\max}}$	E_t	$E_{t_{\min}}$	$E_{t_{\max}}$
Oberhang												
Mittelwert	435	313	535	522	486	563	372	210	534	-50	-230	149
Maximumwert	503	450	584	593	569	627	467	401	603	98	-25	434
Minimumwert	213	-344	344	378	310	485	173	-64	425	-207	-467	-49
Variationsbreite	289	794	240	215	259	142	295	465	178	305	442	483
Unterhang												
Mittelwert	491	427	542	527	504	545	379	90	514	354	108	501
Maximumwert	543	479	610	588	574	608	507	356	584	439	318	542
Minimumwert	298	160	343	322	296	350	-13	-134	60	93	-443	300
Variationsbreite	246	319	267	266	278	258	520	490	524	346	761	242

Im zeitlichen Verlauf der Redoxpotentiale ist im Ap-, Sew-, Swd- und oberen Sd-Horizont der Teilfläche Oberhang eine jahreszeitliche Veränderung der Redoxbedingungen mit niedrigeren Redoxpotentialen in der winterlichen Versickerungsperiode und höheren Redoxpotentialen in der sommerlichen Trockenperiode zu erkennen (Abb. Abb. 4-26). Im unteren Sd-Bereich liegen die mittleren und minimalen Potentiale während der gesamten Untersuchungsperiode im stark bis mäßig reduzierenden Bereich ohne größere Schwankungen auf einheitlichem Niveau.

Im Ap- und Sew/Swd-Bereich liegen die Redoxpotentiale mit durchschnittlichen Mittelwerten zwischen 435 mV bzw. 521 mV im oxidierenden Bereich. Im oberen Sd-Horizont liegt das mittlere Redoxpotential mit 372 mV im schwach reduzierenden Bereich (200 und 400 mV). Im unteren Sd-Bereich liegt das mittlere Redoxpotential mit -50 mV im schwach reduzierenden Bereich (200 bis -100 mV).

Eine große Spannweite zwischen den Minimum- und Maximumwerten innerhalb eines Horizontes zeigt, daß oxidierende Bedingungen räumlich nah bei reduzierenden Bedingungen liegen können. Im Ap-Horizont der Teilfläche Oberhang wurden größere Unterschiede zwischen dem Minimum und Maximumpotential im Frühjahr und Herbst 1997 nachgewiesen. Gründe für die heterogene

Verteilung der Redoxbedingungen im Ap-Horizont sind im direkten Einfluß der Niederschläge begründet, die im oberen Ap-Horizont bedingt durch Bodenbearbeitung und Pflanzen (Schaffung von Makroporen) nicht gleichmäßig infiltrieren und zu einer unterschiedlichen Wasserverteilung im Horizont führen.

Geringere Differenzierungen zwischen Maximum- und Minimumwerten wurden im Sew/Swd-Bereich in der Meßtiefe von 50 cm gemessen. Der Übergangsbereich vom Stauwasserleiter in den Stauwasserkörper ist noch von der relativ homogenen Lößlehmauflage des Ap-Horizontes geprägt, jedoch nicht so stark durch den direkten Einfluß der Niederschläge beeinflusst wie dieser.

Daß oxidierende Bedingungen räumlich nah bei reduzierenden Bedingungen liegen können, ist im oberen Sd-Horizont (100 cm Tiefe) der Teilfläche Oberhang wesentlich deutlicher ausgeprägt als in den Ap- und Sew/Swd-Horizonten über dem oberen Sd-Horizont und dem unteren Sd-Horizont (130 cm Tiefe). Dies wird dadurch deutlich, daß große Spannweiten zwischen Minimum- und Maximumpotentialen während der gesamten Untersuchungsperiode über die Redoxsonden nachgewiesen werden konnten. Die Schwankungen der Minimumpotentiale im Jahreslauf pendeln im oberen Sd-Horizont zwischen mäßig reduzierend, schwach reduzierend bis oxidierend. Dadurch erklärt sich, daß in diesem Horizontbereich die meisten und am stärksten sichtbaren hydromorphen Merkmale im Profil ausgebildet sind. FIEDLER (1997) konnte zeigen, daß entlang intrapedonaler Eh-Gradienten, die sich in der Zone häufiger Grundwasserfluktation (hier Stauwasserfluktation) aufbauten, oxidative Anreicherungs- und reduktive Verarmungshorizonte diagnostiziert werden konnten.

Im unteren Sd-Horizont sind in 130 cm Tiefe die größten Spannweiten unmittelbar nach der Installation der Redoxelektroden gemessen worden. Zum Ende der Untersuchungen haben sich Minimum- und Maximumwerte einem niedrigen Niveau mäßig reduzierender Bedingungen angenähert. Die stark oxidierenden Bedingungen bei den Maximumpotentialen in den ersten Monaten sind einbaubedingt und nicht repräsentativ. Es ist zu vermuten, daß durch den Einbau der Sonden Sauerstoff an der Meßstelle eingeschlossen worden ist, der die hohen Redoxpotentiale verursachte. Auffällig sind ganzjährig niedrige Redoxpotentiale im mäßig reduzierenden Bereich von 200 bis -100 mV und im stark reduzierenden Bereich unter 100 mV. Es ist zu vermuten, daß diese Bedingungen das ganze Jahr für diese Tiefe typisch sind. Der Sd-Horizont unterscheidet sich durch seine geringe Redoxdynamik erheblich von den anderen Horizonten, in denen eher schwach reduzierende oder oxidierende Bedingungen in der Bodenmatrix vorherrschen.

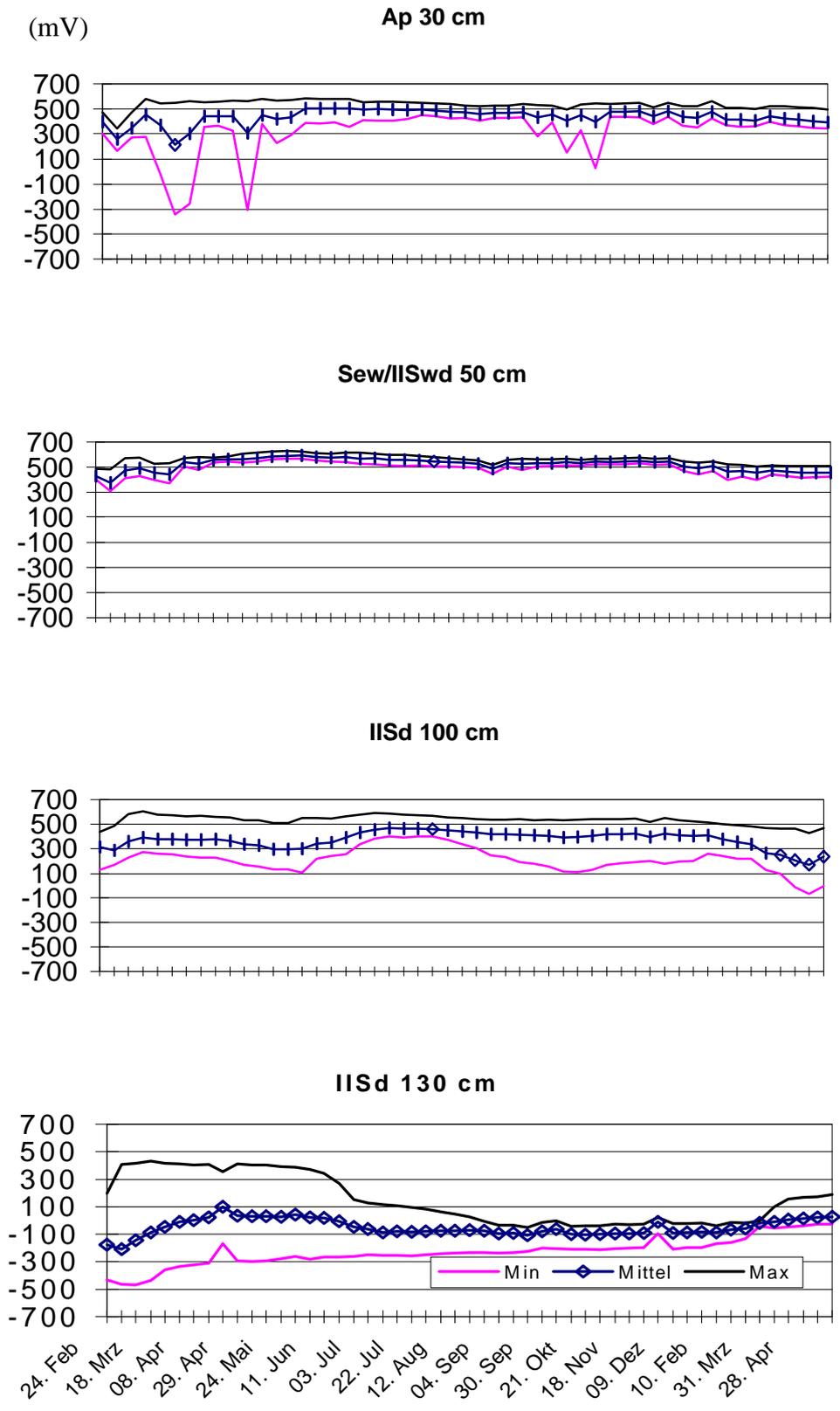


Abb. 4-26: Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch (Teilfläche Oberhang).

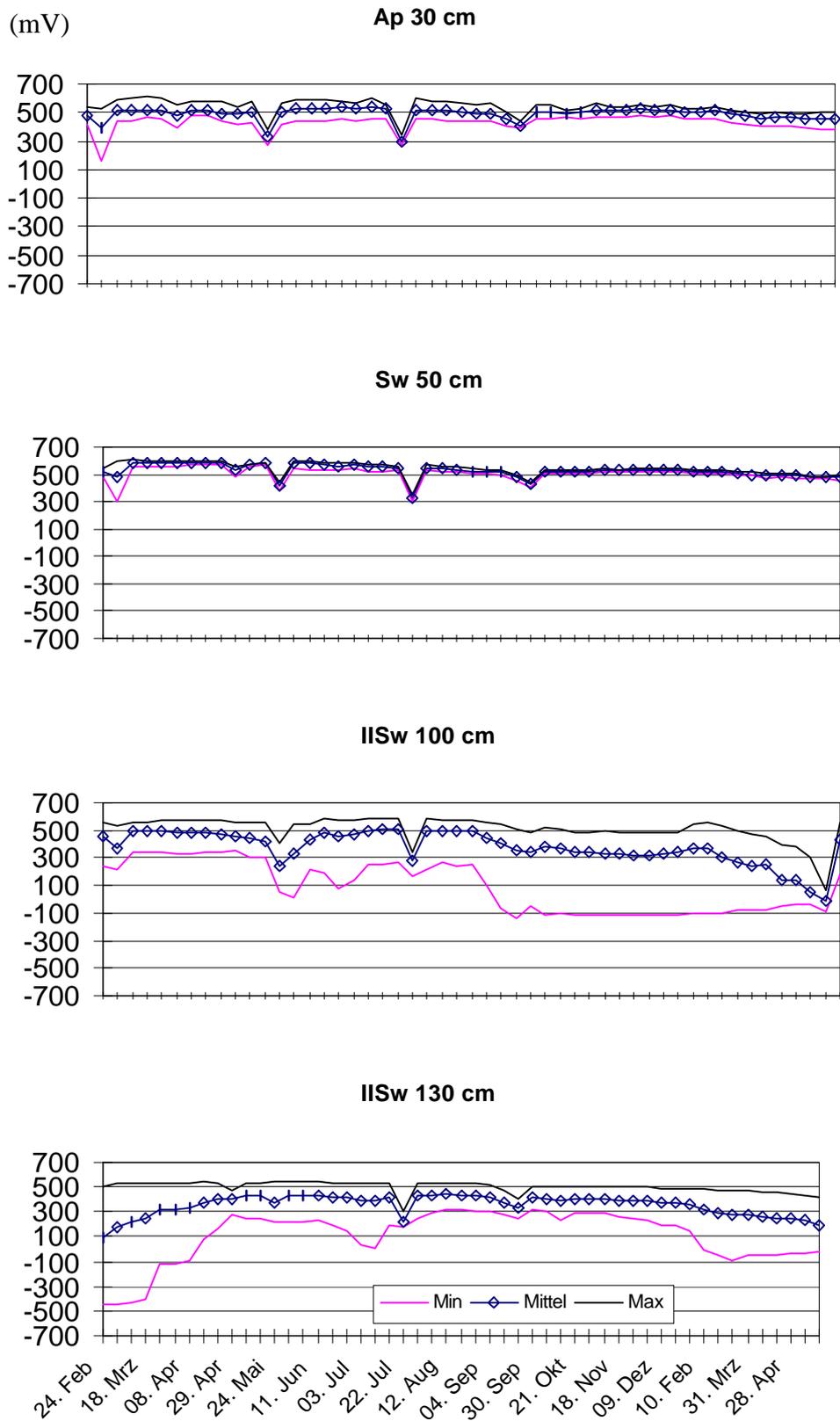


Abb. 4-27: Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch (Teilfläche Unterhang).

An der **Teilfläche Unterhang** sind jahreszeitliche Schwankungen der Redoxpotentiale mit niedrigen Redoxpotentialen in der winterlichen Versickerungsperiode und höheren Redoxpotentialen in der sommerlichen Trockenperiode nicht so stark ausgeprägt wie an der Teilfläche Oberhang und auf dem unteren Sw-Horizont in den Meßtiefen 100 und 130 cm beschränkt (Abb. 4-27). Im Gegensatz zur Teilfläche Oberhang verlaufen sowohl die Maximum- als auch die Minimumpotentiale im Ap- und oberen Sw-Horizont annähernd parallel. Dies ist ein Hinweis auf relativ homogene Redoxbedingungen in der Bodenmatrix. Diese führen dazu, daß die Marmorierung und Bildung von Konkretionen an der Teilfläche Unterhang weniger stark ausgeprägt ist als an den Teilflächen Ober- und Mittelhang im Übergangsbereich vom Sw- zum Sd-Horizont (vgl. oben).

Die mittleren Redoxpotentiale liegen im Ap- und oberen Sw-Horizont in den Tiefen 30 cm und 50 cm mit 491 mV bzw. 527 mV im oxidierenden Bereich. Nur vereinzelt herrschen für maximal eine Woche schwach oder mäßig reduzierende Bedingungen. Im Sw-Horizont liegen ab 1 m Tiefe die mittleren Redoxpotentiale mit 379 mV bzw. 354 mV im Bereich schwach reduzierender Bedingungen.

Im Sw-Horizont fällt ab 100 cm Tiefe wie im Sd-Horizont der Teilfläche Oberhang eine größere Spannweite zwischen dem Maximum- und den Minimumwerten auf. Dies ist ein Hinweis, daß oxidierende und reduzierende Bedingungen dicht nebeneinander liegen können.

Im Sw-Horizont wird durch den Jahresgang der Redoxpotentiale der starke Einfluß des Hangzugwassers auf die Teilfläche Unterhang deutlich. Bei starkem Hangzugwassereinfluß von Dezember bis April überwiegen stark bis mäßig reduzierende Bedingungen, im Sommer und Herbst von April bis November liegen die Minimumpotentiale ohne Hangzugwassereinfluß im schwach bis mäßig reduzierenden Bereich. Die maximale Amplitude zwischen Minimum- und Maximumpotential lag während der Untersuchungsperiode bei 761 mV.

An der Teilfläche Unterhang fallen im Ap- und Sw-Horizont bis 100 cm Tiefe hinsichtlich der Redoxpotentiale keine Unterschiede im Niveau und zeitlichen Verlauf auf. Im unteren Sw-Bereich können reduzierende und oxidierende Bedingungen abwechseln. Im Sw-Horizont kann es über längere Zeiträume im Winter zu reduzierenden Bedingungen kommen, während im Sommer schwach reduzierende Bedingungen vorherrschen. Im Ap-Horizont liegen im Gegensatz zum Ap-Horizont der Teilfläche Oberhang keine reduzierenden Bedingungen über einen längeren Zeitraum als eine Woche vor. Der Grund dafür liegt im Fehlen eines ausgeprägten Staukörpers, der an die Geländeoberfläche heranreicht.

Hinsichtlich der potentialbeeinflussenden Wirkung der abiotischen Faktoren konnte bei der Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes die von FIEDLER (1997) aufgestellte Rangfolge (Grundwasser > Matrixpotential > Niederschlag = E_{tp}) bestätigt werden.

Durch eine Korrelationsanalyse (Korrelationskoeffizient nach Pearson) konnten an beiden Untersuchungsflächen und in allen Horizonten **signifikante Abhängigkeiten** zwischen dem Redox- und Matrixpotential gefunden werden (Tab. 4-5).

In Tabelle 4-5 sind alle signifikanten Korrelationen, die zwischen den erfaßten bodenchemischen Parametern sowie dem Matrixpotential und den mittleren und minimalen Redoxpotentialen gefunden worden sind, aufgeführt. Nachgewiesene Korrelationen zwischen einem Parameter bzw. dem Matrixpotential sind jeweils in einer Spalte differenziert nach Untersuchungsfläche und Horizont aufgelistet.

Tab. 4-5: Ermittelte *Pearson*-Korrelationskoeffizienten (r): Redoxpotential und ausgewählte bodenchemische und -physikalische Parameter.

	Matrixpotential		Aromatengehalt		NO ₃ -N		NH ₄ -N		DOC	
	mittel	min	mittel	min	mittel	min	mittel	min	mittel	min
OH Ap	0,615**	0,372**	0,787**							
OH Sew	0,557**	0,541**						0,776*	0,712*	
OH Sd (100)	0,335*	0,448**		0,671*						
UH Ap		0,283*		0,828*						
UH Sw (100)					0,880**	0,671*				
UH Sw (130)	0,492**	0,545**								

mittel = mittleres Redoxpotential; min = minimales Redoxpotential

In den Ap-Horizonten kann eine positive Korrelation zwischen dem Redoxpotential und dem Aromatengehalt statistisch abgesichert werden. Darüberhinaus bestehen nur vereinzelt Korrelationen zu den ermittelten Redoxpotentialen bei der DOC- und Ammonium-N-Konzentration im Übergangshorizont vom Ap- zum Sd-Horizont an der Teilfläche Oberhang und der Nitrat-N-Konzentration im Sw-Horizont der Teilfläche Unterhang.

Die meisten Korrelationen konnten zwischen dem Redox- und dem Matrixpotential nachgewiesen werden.

4.6 Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch

Die Abb. 4-28 zeigt die im Freiland gemessenen Denitrifikationsraten für den Zeitraum April 1996 bis Juni 1998. Die Denitrifikationsmessungen erfolgten im „Closed-chamber“-Verfahren mit der Acetylen-Inhibierungs-Methode in Anlehnung an RYDEN et al. (1979 a,b).¹ Aufgrund des hohen meßtechnischen Aufwandes erfolgten die Messungen diskontinuierlich und nicht für jede Teilfläche zu jedem Meßtermin. Dadurch liegen für den Standort Auen und die Teilfläche Mittelhang eine geringere Anzahl an in-situ-Messungen vor. Die Probenahmeterminale wurden auf das Frühjahr oder den Herbst gelegt, da in den Übergangszeiträumen von den Naßphasen im Winter zu den Trockenphasen im Sommer die größten Differenzen in den Denitrifikationsraten zwischen den Standorten erwartet wurden.

Die Abb. 4-28 zeigt, daß zu allen Terminen der mineralisch gedüngte **Standort Auen** im Vergleich zum organisch/mineralisch gedüngten Standort Schornbusch im Mittel niedrigere Denitrifikationsraten aufweist. Am **Standort Schornbusch** liegen die Denitrifikationsraten an den Teilflächen mit ausgeprägtem Sd-Horizont (Ober- und Mittelhang) in den meisten Fällen über den Werten der Teilfläche Unterhang. Unmittelbar nach Regenereignissen können kurzfristig extrem hohe Denitrifikationsraten auftreten. Am 8.5.1997 wurden beispielsweise nach mehreren Niederschlagsereignissen in einzelnen Meßparallelen maximale Denitrifikationsraten von bis zu 1800 µg N/m²/h gemessen. Dies entspricht einem Stickstoffverlust durch Denitrifikation von 0,5 kg/ N pro ha und Tag (TRIMBORN 2001).

Besonders auffällig ist der große Unterschied in den Denitrifikationsraten im Frühjahr des Jahres 1997, die wesentlich über den durchschnittlichen Denitrifikationsraten des gesamten Untersuchungszeitraumes liegen.

Es ist zu vermuten, daß die Differenzen in den Denitrifikationsraten zwischen dem Standort Auen und den Teilflächen des Standortes Schornbuschs auf eine unterschiedliche Bodenwasserhaushaltsdynamik und den daraus bedingten unterschiedlichen Bedingungen für den Stickstoffumsatz zurückzuführen sind. Unterschiede in der Bewirtschaftung scheiden am Standort Schornbusch als Ursache aus, weil alle Teilflächen auf einem Ackerschlag liegen.

¹ Die im folgenden beschriebenen Denitrifikationsmessungen wurden von Dipl.-Ing.agr. M.Trimborn vom Agrarktchemischen Institut der Universität Bonn im Rahmen des DFG-Kooperationsprojektes „N-Umsatz in Pseudogleyen“ durchgeführt (vgl. TRIMBORN 2001). Soweit es für das Verständnis der vorliegenden Arbeit notwendig ist, werden die Ergebnisse vorgestellt und als Literaturvermerk gekennzeichnet (vgl. Kap.1.3).

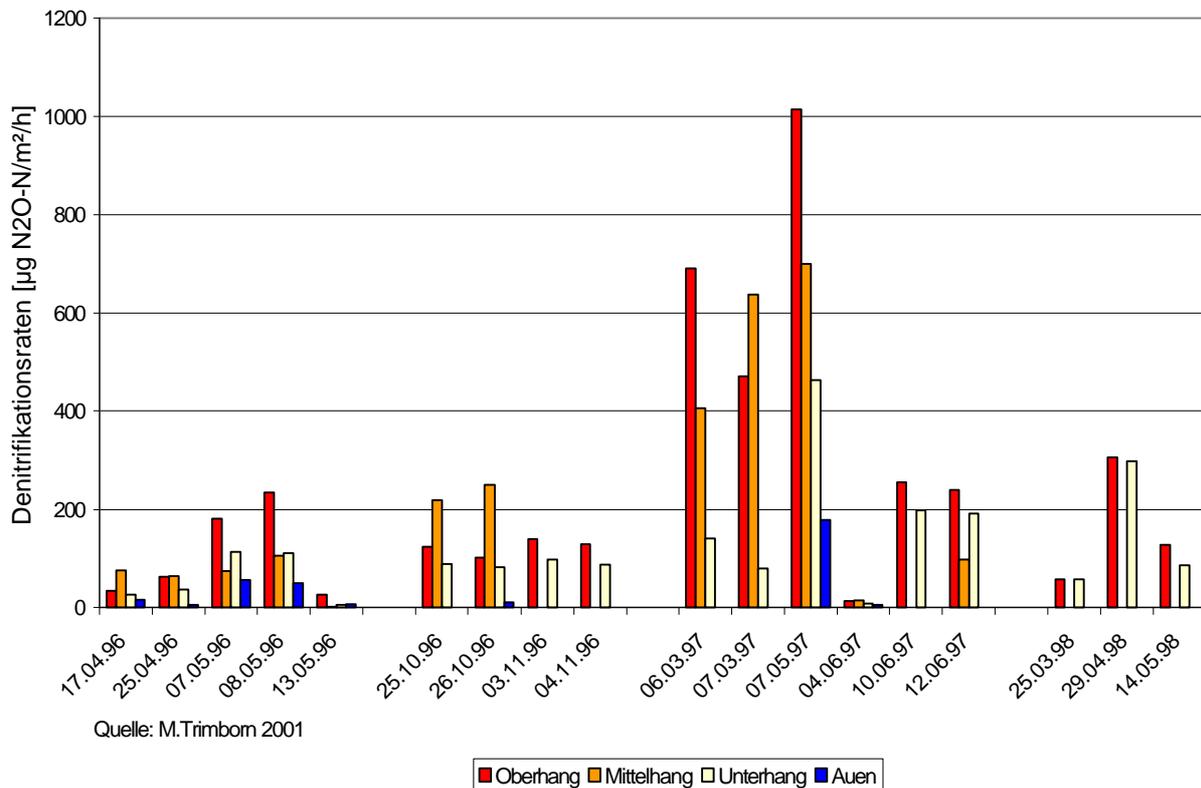


Abb. 4-28: Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch.

Die Abbildungen 4-29 bis 4-31 zeigen die **Bodenwasserhaushaltsdynamik** (Saugspannungswerte in hPa) an den Standorten Auen und Schornbusch (Ober- und Unterhang) für die jahreszeitlichen Übergangszeiträume Herbst/Winter 1996 (1.9.-30.11.1996), Winter/Frühjahr 1997 (1.2.-30.4.1997) und Frühjahr/Sommer 1997 (1.5.-31.7.1997) nach Ap-Horizont (10 cm Meßtiefe) und Stauwasserbereich (50 cm Meßtiefe) getrennt.

Es wird deutlich, daß sich besonders im Abtrochnungsverhalten des Ap-Horizontes (10 cm Meßtiefe) Unterschiede zwischen den Standorten bzw. Teilflächen zeigen, die abhängig von den Feuchtebedingungen des Stauwasserbereichs (50 cm Meßtiefe) sind. Für den Übergangszeitraum von **Herbst/Winter 1996** mit zu Beginn noch durch die sommerliche Trockenphase bedingten höheren Saugspannungswerten ist festzustellen, daß im Ap-Horizont der Teilfläche Oberhang höhere Saugspannungswerte auftreten als auf der Teilfläche Unterhang. Der Grund für die höhere Bodenwasserhaushaltsdynamik im Übergang von Herbst 1996 zum Winter 1996 im Ap-Horizont ist in den niedrigen k_u - und k_f - Werten des Sd-Horizontes im Vergleich zum Sw-Horizont der Teilfläche Unterhang zu sehen (vgl. Kap. 2.2.2). Bei der einsetzenden Wiedervernässung sättigen die Niederschläge den Ap-Horizont über dem Sd-Horizont schneller auf, da durch den Sd-Horizont die Versickerung stärker gehemmt ist als durch den Sw-Horizont. Bei zwischenzeitlichen Abtrochnungsphasen trocknet der Ap-Horizont aber auch wieder schneller

aus, da der kapillare Aufstieg von Bodenwasser aus dem Staukörper gehemmt wird. Ein Stauwassereinfluß ist in diesem Zeitabschnitt auf Grund der Saugspannungswerte über 0 hPa auszuschließen. Die winterliche Versickerungsperiode 1996/1997 ist durch Stauwasser und dadurch bedingt sehr niedrige Saugspannungswerte auf allen Teilflächen charakterisiert. Im Übergang vom **Winter/Frühjahr 1997** ist der Stauwassereinfluß (negativen Saugspannungswerte) an den Teilflächen mit ausgeprägtem Sd-Horizont größer als an der Teilfläche Unterhang bzw. Standort Auen. Das ist daran ersichtlich, daß die Saugspannungswerte an der Teilfläche Unterhang leicht über denen der Teilfläche Oberhang im positiven Bereich liegen. In der winterlichen Vernäsungsphase trocknet die Teilfläche Unterhang im Vergleich zur Teilfläche Oberhang sogar schneller ab, was an den schneller und höher ansteigenden Saugspannungswerten zu sehen ist und durch die höheren Ausgangswerte der Saugspannungen (d.h. geringerer Stauwassereinfluß) vor der beginnenden Austrocknung zu erklären ist. Im Zeitraum **Frühjahr/Sommer 1997** spielt der Stauwassereinfluß an der Teilfläche Oberhang wie im Übergang vom Herbst 1996 zum Winter 1996 eine geringe Rolle und die Saugspannungswerte an der Teilfläche Oberhang im Sd-Horizont liegen in Abtrocknungsphasen deutlich über den Saugspannungswerten der Teilfläche Unterhang. In der Bodenwasserhaushaltsdynamik des Ap-Horizontes macht sich dies dadurch bemerkbar, daß die Saugspannungswerte an der Teilfläche Oberhang schneller steigen und höhere absolute Werte erreichen als an der Teilfläche Unterhang.

Es scheint, daß in den Übergangszeiträumen von winterlichen Versickerungsperioden zu sommerlichen Trockenperioden die Bodenwasserhaushaltsdynamik an den Teilflächen mit ausgeprägtem nahe an der Geländeoberkannte anstehenden Staukörper (Sd-Horizont) größer ist als an den Teilflächen ohne einen ausgeprägten Staukörper (Sw-Horizont) (vgl. Kap. 4.2).

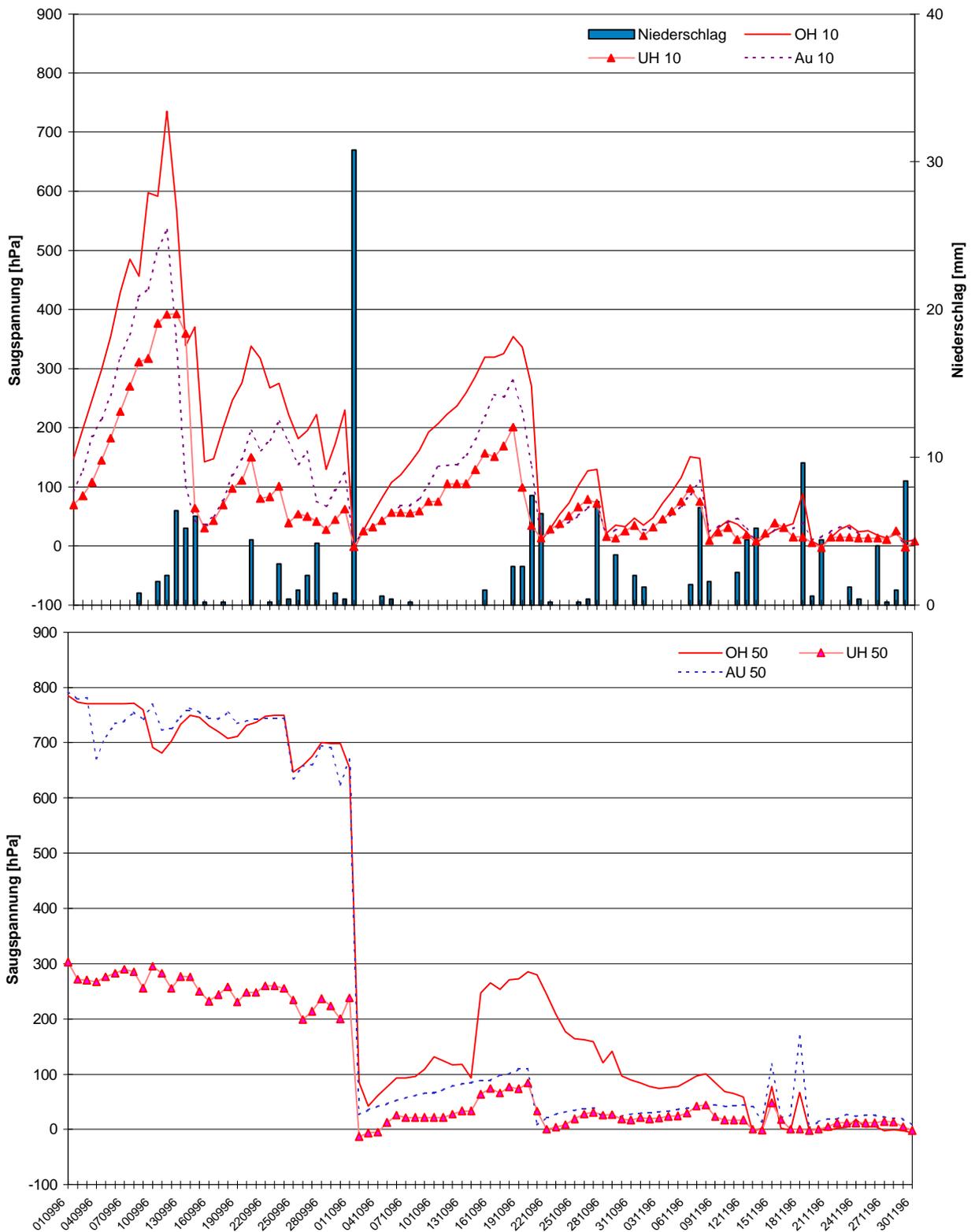


Abb. 4-29: Bodenwasserhaushaltsdynamik (Saugspannungswerte in hPa) Herbst/Winter 1996 an den Standorten Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont und Stauwasserbereich.

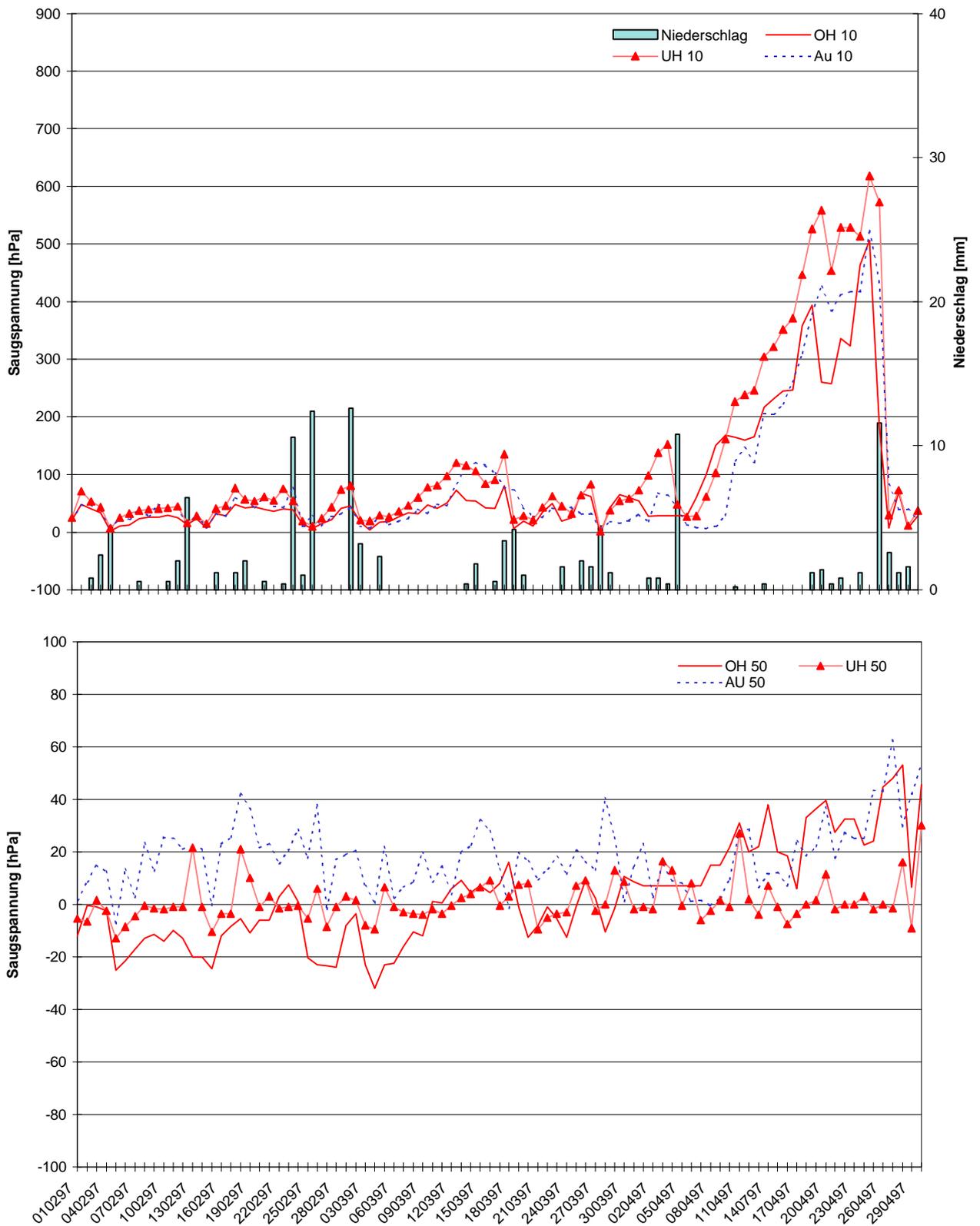


Abb. 4-30: Bodenwasserhaushaltsdynamik (Saugspannungswerte in hPa) Winter/Frühjahr 1997 an den Standorten Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont und Stauwasserbereich.

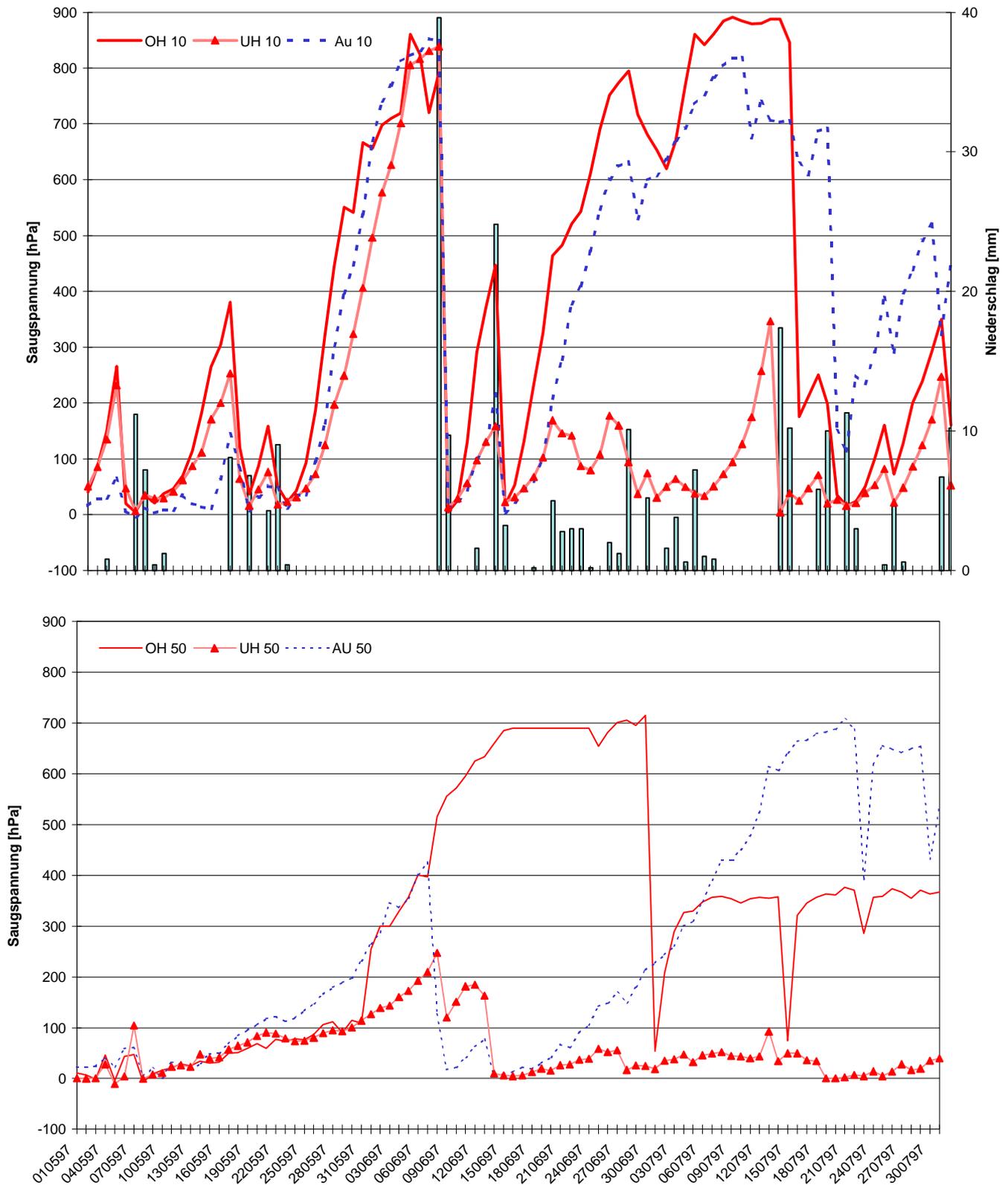


Abb. 4-31: Bodenwasserhaushaltsdynamik (Saugspannungswerte in hPa) Frühjahr/Sommer 1997 an den Standorten Auen und Schornbusch getrennt nach Ap-Horizont und Stauwasserbereich.

Wie ein Vergleich der Jahre 1996 und 1997 zeigt, spielen neben den Unterschieden in der Bodenwasserhaushaltsdynamik wichtige **Parameter des N-Umsatzes**¹ (Gehalt der mikrobielle Biomasse, Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse, Substratverfügbarkeit für die mikrobielle Biomasse) eine bedeutende Rolle für die Höhe der Denitrifikationsraten. Im Frühjahr 1997 waren die Bedingungen für die mikrobielle Aktivität besonders günstig. Die Abbildung 4-49 zeigt, daß im Jahresverlauf bei der **mikrobiellen Biomasse** typische wiederkehrende Veränderungen auftreten. Die Gehalte an mikrobieller Biomasse liegen im Herbst 1996 und 1997 mit beginnender Wiedervernässung auf einem relativ hohen Niveau. Nach einer temperaturbedingten winterlichen Depression kommt es im Frühjahr mit der beginnenden Bodenerwärmung wieder zu einem Anstieg. Im Sommerhalbjahr der Untersuchungsjahre 1996 und 1997 ist eine Abhängigkeit von der Witterung gegeben. Im Sommerhalbjahr 1996 trocknete der Boden nach einer Frostperiode im Frühjahr rasch ab (vgl. Kap. 4.2). Vereinzelt Niederschlagsereignisse führten danach zu keiner Wiedervernässung des Bodens. Die eigentliche Wiedervernässung setzte erst im Oktober 1996 ein. Im Vergleich zum Sommerhalbjahr 1996 waren die Untersuchungsflächen im Frühjahr 1997 bedingt durch höhere Niederschläge einem häufigeren Wechsel zwischen Austrocknung und Vernässung ausgesetzt. Diese Wechselfeuchtebedingungen waren bis in den Juni 1997 hinein wirksam. Der Herbst 1997 war dagegen wieder relativ trocken. Eine Sättigung des Unterbodens stellte sich erst Mitte Dezember 1997 ein (vgl. Kap.4.2).

Die geschilderten witterungsbedingten Unterschiede haben einen Einfluß auf die mikrobielle Biomasse. Die mikrobielle Biomasse wird vor allem bei der Austrocknung des Bodens reduziert (VAN GERSTEL et al. 1992), was sich besonders im Frühjahr 1996 zeigte. Die Depression wurde dabei durch einen Mangel an organischen C-Quellen verstärkt, was die DOC- und N_{org} -Gehalte (nicht dargestellt) belegen (Abb. 4-49). Aufgrund der langsamen Jugendentwicklung der Zuckerrüben konnte nicht mit einer ausreichenden C-Zufuhr über Wurzelexsudate gerechnet werden. Im Frühjahr 1997 waren die Gehalte an mikrobieller Biomasse deutlich höher. Im Mai 1997 und Juni 1997 kam es zu kurzfristigen Einbrüchen der N_{mik} -Gehalte als Reaktion auf den abgetrockneten Boden. Die Trockenphase waren jedoch von kürzerer Dauer als im Vorjahr, so daß sich die mikrobielle Biomasse durch die Wiederbefeuchtung wieder regenerieren konnte.

¹ Die im folgenden vorgestellten Ergebnisse zur mikrobiellen Biomasse, DOC-Gehalt, C_{mik}/N_{mik} -Verhältnis sind im Rahmen des DFG-Projektes „N-Umsatz in Pseudogleyen“ erarbeitet worden (TRIMBORN 2001) (vgl. Kap. 1.3).

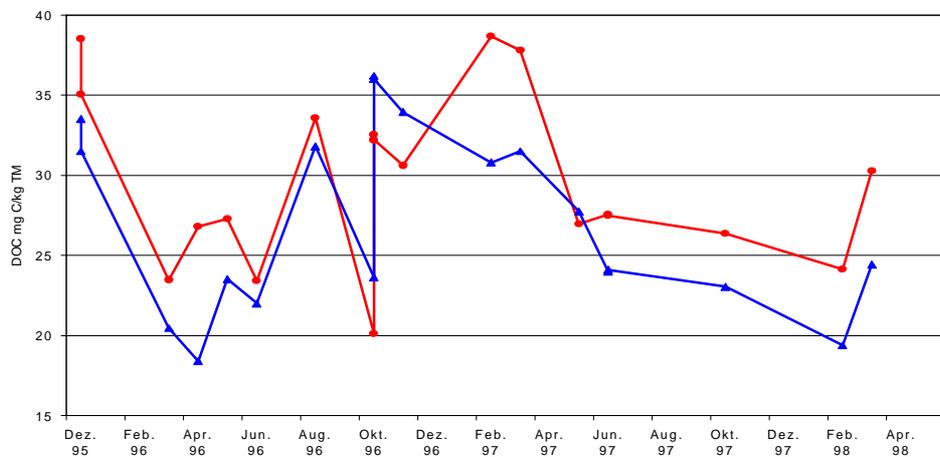
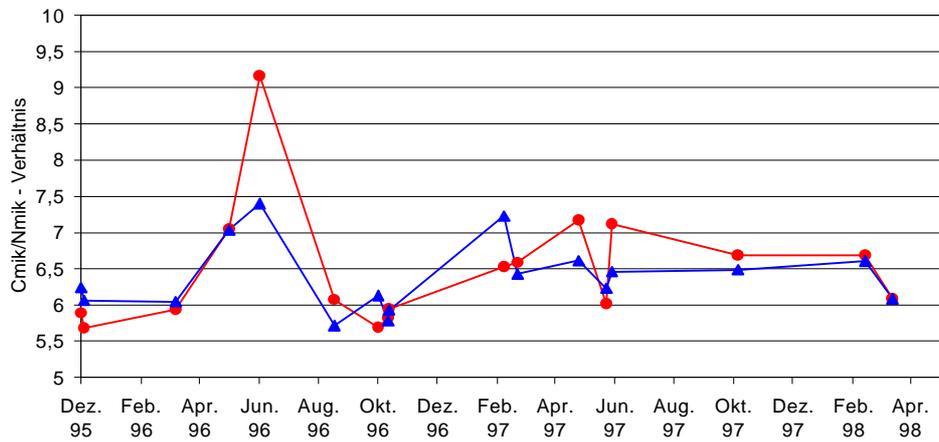
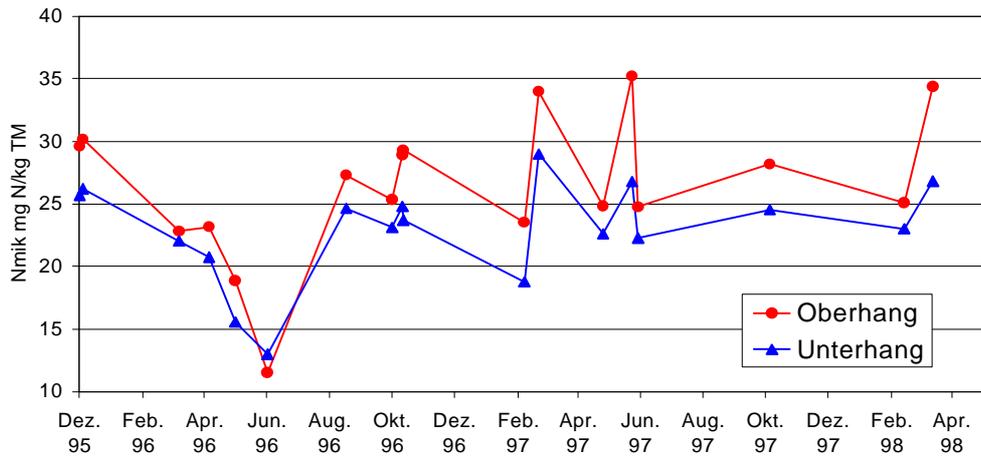


Abb. 4-32: Jahresverläufe des Gehaltes an mikrobieller Biomasse (N_{mik}), des C/N-Verhältnisses und der DOC-Gehalte an den Teilfläche Ober- und Unterhang (nach TRIMBORN 2001).

Die DOC- und N_{org} -Gehalte (nicht dargestellt) waren im Frühjahr 1997 größer als 1996 und sorgten somit für eine ausreichende C-Zufuhr. Die größeren DOC- und Norg- Gehalte sind zum einen auf die deutlichen Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung zurückzuführen. Sie begünstigen den Zerfall von Bodenaggregaten und damit die Freisetzung von organischer Substanz (VAN GERSTEL et al. 1991). Die Mineralisation der Ernterückstände (Zuckerrübenblatt) aus dem Jahr 1996 förderte dabei ebenfalls die Nährstoffversorgung der mikrobiellen Biomasse im Sommerhalbjahr 1997. Positiv dürfte sich außerdem die Ausscheidung von Wurzelexsudaten im Frühjahr 1997 ausgewirkt haben. Ebenso wie der Gehalt an Biomasse reagierte auch die **Zusammensetzung der Biomasse** auf das Austrocknen des Bodens, was sich besonders an der Teilfläche Oberhang an dem deutlichen Anstieg der $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$ -Verhältnisse zeigen läßt (vgl. Kap. 4.4.2). Es ist zu vermuten, daß durch die Austrocknung vor allem die bakterielle Biomasse beeinträchtigt wird, da sie im Gegensatz zu Bodenpilzen ein enges C/N-Verhältnis aufweist (PAUL & CLARK 1989). In jedem Fall kann ein ansteigendes $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$ -Verhältnis als Indikator für ein vorangegangenes Absterben von mikrobieller Biomasse angesehen werden. Die Nährstoffe der abgestorbenen Biomasse gelten als leicht verfügbar. Dies kann ein Grund dafür sein, daß es besonders durch die Wiederbefeuchtung nach einer Trockenphase zu hohen Denitrifikationsraten kommt. Die Ergebnisse des Projektes „N-Umsatz in Pseudogleyen“ zeigen eine enge Korrelation der $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$ -Verhältnisse mit den Denitrifikationsraten (vgl. TRIMBORN 2001).

Während des gesamten Untersuchungszeitraumes lagen die Gehalte an mikrobieller Biomasse sowie die N_{org} - und DOC-Gehalte an der Teilfläche Oberhang über denen der Teilfläche Unterhang. Die Bodenwasserhaushaltsdynamik führte besonders an der Teilfläche Oberhang zu stärkeren Austrocknungen und Vernässungen. Die Umsetzungsprozesse laufen dadurch am Oberhang intensiver ab, werden aber durch Trockenphasen eher gebremst, was schließlich in höheren Gehalten an löslicher organischer Substanz resultiert (TRIMBORN 2001).

5 Ergebnisse der Bodensäulenexperimente

Um die Geländeergebnisse zu verifizieren, sind Experimente mit ungestörten Bodensäulen durchgeführt worden. Bei den Bodensäulenexperimenten sah das Versuchskonzept vor, durch eine kontrollierte Beeinflussung des Feuchteregimes die Dynamik und die Abhängigkeit insbesondere der Denitrifikationsleistung von Feuchtwechseln in verschiedenen Bodentiefen zu untersuchen.

Ziele der Bodensäulenexperimente waren:

- die Zonen (Orte) der Denitrifikation in Relation zur Tiefenlage des Staukörpers zu bestimmen und ihre Bedeutung quantitativ zu ermitteln,
 - den Einfluß der Bodenfeuchte auf den Prozeß der Denitrifikation zu ermitteln.
- Zum einen war dabei der Einfluß der absoluten Feuchte und zum anderen der Einfluß der Wechselfeuchte von Interesse.

Für verschiedene standorttypische Bodenfeuchtezustände wurden auf der Grundlage der Erfahrungen aus den Freilanduntersuchungen unterschiedliche Szenarien entwickelt und an den Bodensäulen simuliert. Die Szenarien werden in Austrocknungs-, Wiederbefeuchtungs-, Naß- und Wechselfeuchteszenario unterschieden. Zu Beginn der Untersuchungen waren die Bodensäulen durch kapillare Aufsättigung bis zur Gleichgewichtseinstellung im Saugspannungsprofil (Feldkapazität) befeuchtet worden. Nach der kapillaren Aufsättigung wurde die Wasserzufuhr über die Dränagen unterbrochen und das Bodenwasser konnte frei verdunsten. Nach der Austrocknungsphase (30.11.98 - 6.1.99) wurden die Säulen in mehreren Gaben beregnet (Wiederbefeuchtungsphase (6.1. - 18.1.99)) und wieder auf die Saugspannungswerte nach dem ersten kapillaren Aufsättigen eingestellt. Um ein Verschlämmen der Bodenoberfläche zu vermeiden, erfolgten die einzelnen Beregnungsgaben über Tropfer. Die Dauer der Beregnungsgaben war abhängig vom ermittelten Verdunstungsverlust und betrug zwischen 5 bis 10 Stunden. Der Wiederbefeuchtungsphase schloß sich eine Naßphase (18.1. - 14.3.99) an, die durch einen leichten Wasserstau in den unteren 2 cm des Unterbodenbereichs charakterisiert war. Die Naßphase wurde so lange aufrecht erhalten, bis die Gasemissionen einen annähernd konstanten Wert erreicht hatten. Anschließend wurde durch wiederholtes Verdunsten und Beregnen eine Wechselfeuchtesituation (14.3. - 16.4.99) simuliert.

Die Auswirkungen der dem Freiland angepaßten Feuchtdynamik auf die **NO₃-Konzentrationen**¹ waren sehr gering (Abb. 5-1). Dies ist auf die sehr hohen NO₃-Konzentrationen während der Experimente zurückzuführen, die somit nicht als entscheidende Parameter für die Denitrifikation unter den gegebenen Versuchseinstellungen in Betracht kommen. Die NO₃-Konzentrationen lagen während der Experimente im Ap-Horizont der Oberhangsäulen zwischen 424 und 529 mg/l und der Unterhangsäulen zwischen 562 und 580 mg/l. Zur Zeit der Entnahme der Bodensäulen im April 1997 lagen die Werte im Ap-Horizont bei 30 cm Tiefe mit 80 mg/l am Oberhang und 240 mg/l am Unterhang wesentlich niedriger. Die Nitratkonzentrationen des Stauwasserbereichs lagen zwischen 21 und 89 mg/l (Oberhangsäulen) und zwischen 126 und 202 mg/l (Unterhangsäulen). Die hohen NO₃-Konzentrationen sind auf Mineralisationsprozesse während der technisch bedingten Lagerungszeit vor Beginn der Untersuchungen zurückzuführen. Tendenzielle Veränderungen während der Wiederbefeuchtungsphase (6.1. - 18.1.99) lassen auf Verlagerungen durch die Versickerung während der drei Beregnungen (6.1., 9.1. und 13.1.99) schließen. Die niedrigen **NH₄-Konzentrationen** in der Bodenlösung nahe und zum Teil unterhalb der Nachweisgrenze lassen darauf schließen, daß die Mineralisationsrate zur Zeit der Experimente sehr niedrig war.

Durch die fortgeschrittene Mineralisation bedingt, lagen die **DOC-Konzentrationen** - alle Werte < 35 mg/l - im Vergleich zu den im Freiland ermittelten Werten auf einem niedrigeren Niveau (Abb. 5-2). Die niedrigen DOC-Konzentrationen lassen vermuten, daß unter den gegebenen Versuchseinstellungen die DOC-Konzentrationen zwar einen limitierenden Faktor für die Denitrifikationsraten darstellen, es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß wegen der unbedeutenden Konzentrationsveränderungen diese nicht die Dynamik der Denitrifikation beeinflußt haben.

Die während der Experimente ermittelten N₂O-Emissionen sind aufgrund der untypischen Nährstoffsituation nur bedingt auf die Freilandbedingungen zu übertragen. Durch die während der Experimente niedrige Mineralisationsrate ist jedoch eine Interpretation der Dynamik der Denitrifikationsprozesse zulässig, da diese nicht durch andere Prozesse des Stickstoffumsatzes überlagert wird. Infolge der standardisierten Versuchsbedingungen ist anzunehmen, daß die Denitrifikation in erster Linie eine Konsequenz des veränderten Feuchteregimes ist.

¹ Die Analysen der NO₃⁻, NH₄⁺- und DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung und der N₂O- und CO₂-Emissionen bzw. Bodenlufthalte wurden von Dipl.-Ing. agr. M. Trimborn [DFG-Projekt: N-Umsatz in Pseudogley] im Institut für Agrikulturchemie der Universität Bonn durchgeführt (TRIMBORN 2001).

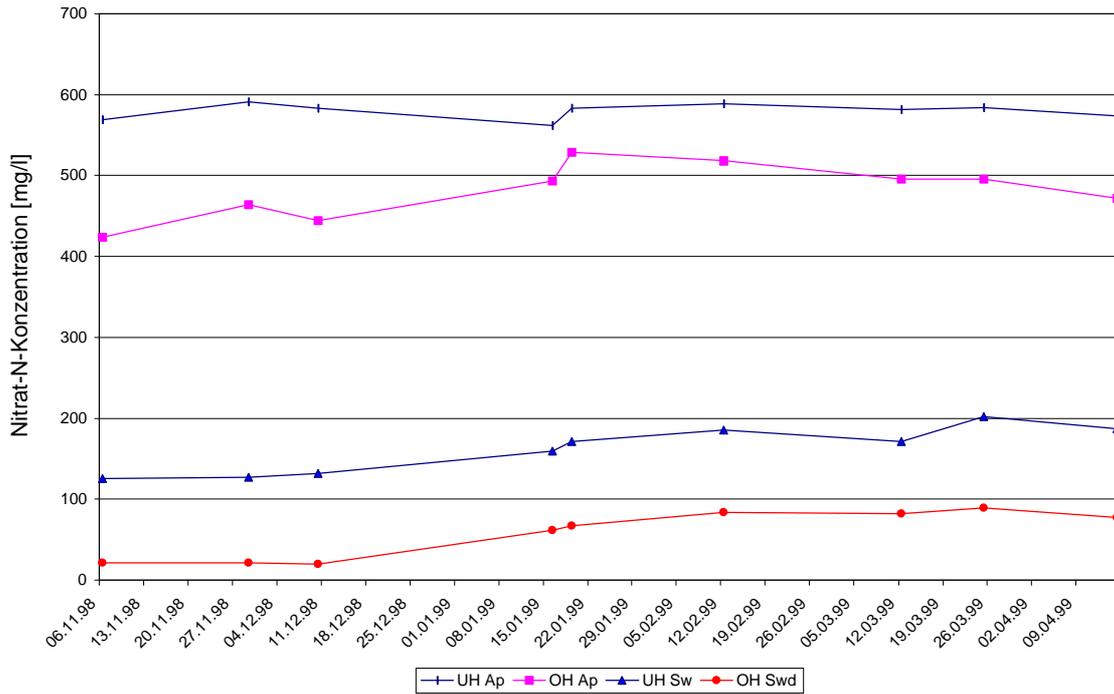


Abb. 5-1: Mittlere NO₃-N-Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente.

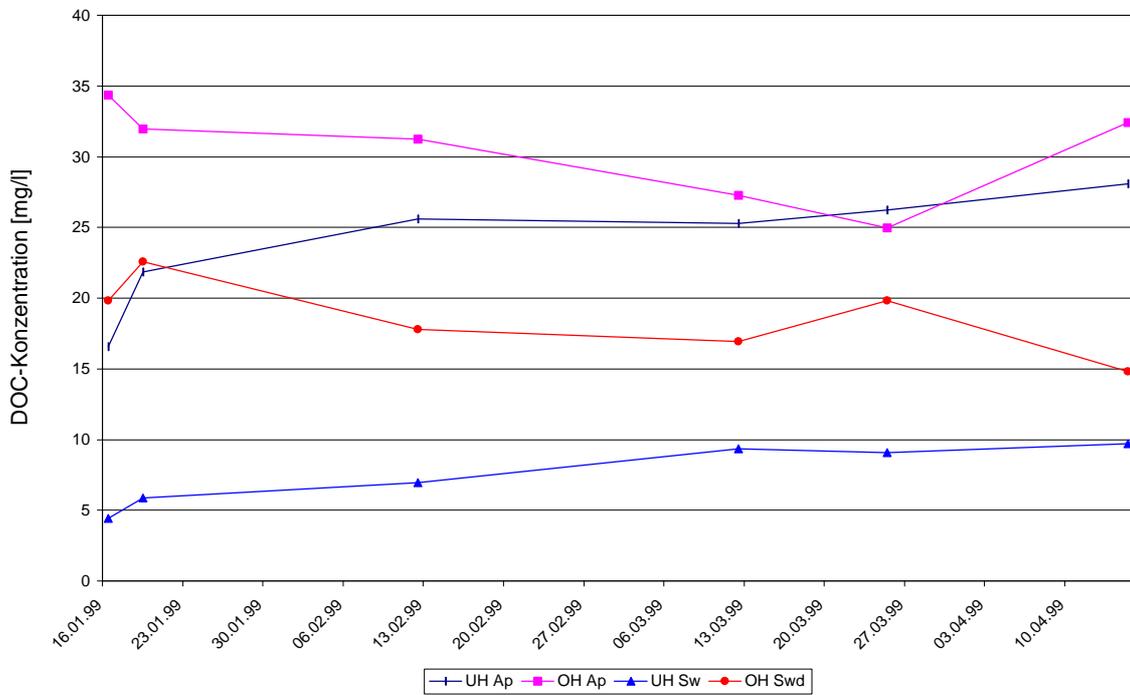


Abb. 5-2: Mittlere DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente.

Trotz gleicher Beregnungsmengen und Austrocknungsbedingungen reagieren die Bodensäulen während der Versuchsphasen in Bezug auf die Saugspannungen und N_2O -Emissionen sehr unterschiedlich. Abbildung 5-3 zeigt die Saugspannungswerte und N_2O -Emissionen der verschiedenen Szenarien. Aus den **Saugspannungswerten** ergibt sich, daß an den Bodensäulen der Teilfläche Oberhang der Ap-Horizont infolge des ausgeprägten Staukörpers sowohl schneller austrocknet als auch schneller und intensiver vernäßt. Dadurch werden die Aussagen zur Bodenwasserhaushaltsdynamik im Freiland (vgl. Kap. 4.2).

Neben der größeren Dynamik bei den Saugspannungswerten fällt an der Teilfläche Oberhang auch eine größere **Dynamik der N_2O -Emissionen**¹ auf. Die N_2O -Emissionen zeigen unmittelbare Reaktionen auf die Feuchteänderungen in den Säulen. Zu Beginn der Austrocknung kam es zu einem kurzen Emissionsanstieg an beiden Teilflächen, wobei die Emissionen des Oberhangs unterhalb derer des Unterhangs lagen. Während der Austrocknungsphase fielen die N_2O -Emissionen an den Teilflächen Ober- und Unterhang auf ein sehr niedriges Niveau ab. Während der Wiederbefeuchtungsphase reagierten besonders die N_2O -Emissionen der Teilfläche Oberhang auf jede der drei Beregnungen. Ein bedeutender Emissionspeak trat jedoch erst nach der letzten Beregnung auf als die Feldkapazität erreicht wurde. Die Peakhöhen der Teilflächen Ober- und Unterhang unterscheiden sich dabei nicht. Nach diesem ausgeprägtem Peak fielen die N_2O -Emissionen im weiteren Verlauf der Naßphase an der Teilfläche Oberhang wieder ab und hielten sich auf einem konstanten Niveau.

An der Teilfläche Unterhang lagen die N_2O -Emissionen zu Beginn der Naßphase auf höherem Niveau als an der Teilfläche Oberhang. Zum Ende der Naßphase fielen die N_2O -Emissionen aber ab, so daß keine signifikanten Unterschiede mehr nachzuweisen waren. Zur Mitte der Naßphase erreichen die N_2O -Emissionen an allen Bodensäulen ein Niveau wie zu Beginn der Versuchsphasen bei eingestellter Feldkapazität. Während der Wechselfeuchtephase waren die Saugspannungsschwankungen an der Teilfläche Oberhang höher als an der Teilfläche Unterhang und führten zum wiederholten Überschreiten der Feldkapazität. Es scheint, daß das wiederholte Überschreiten der Feldkapazität an der Teilfläche Oberhang maßgeblich für die hohen N_2O -Emissionen verantwortlich war. Die N_2O -Emissionen reagieren besonders zu Beginn der Wechselfeuchtephase. Zum Ende der Wechselfeuchtephase wurde an der Teilfläche Unterhang wieder das Niveau wie zum Ende der Naßphase erreicht.

Die Bodensäulenexperimente zeigen, daß die N_2O -Emissionen zwar grundsätzlich vom Wassergehalt des Bodens abhängen, d.h. niedrige N_2O -Emissionen bei Trockenheit (Austrock-

¹ siehe Fußnote S.145

nungsphase) und höhere N_2O -Emissionen bei hoher Bodenfeuchte (Naßphase), jedoch die wesentlichen Emissionspeaks während des Wechsels von der Bodenfeuchte um Feldkapazität auftreten. Diese Ergebnisse entsprechen den Ergebnissen aus den Felduntersuchungen, als besonders dann hohe Denitrifikationsraten gemessen wurden, wenn der zuvor abgetrocknete Boden durch stärkere Niederschlagseignisse bis über Feldkapazität vernäßt wurde.

TRIMBORN (2001) konnte zeigen, daß die N_2O -Gehalte der Bodenluft auf die Feuchteänderungen während der verschiedenen Versuchsphasen reagierten. Dabei ergaben die Bodengasgehalte in 20 cm Tiefe die engsten Korrelationen mit den N_2O -Emissionen. Im Sw- bzw. Sd-Horizont war diese Beziehung nur sehr schwach ausgeprägt. Es zeigte sich ferner, daß an der Teilfläche Oberhang in 30 und 40 cm Tiefe deutlich schwächere Beziehungen zu den Emissionen bestehen als an der Teilfläche Unterhang. Es scheint, daß die für die N_2O -Emissionen im wesentlichen verantwortliche Produktionszone bei der Teilfläche Unterhang tiefer liegt und mächtiger ist als an der Teilfläche Oberhang. Die N_2O -Bodengasgehalte können lokal sehr hohe Werte (bis zu 140 ppm) erreichen (TRIMBORN 2001). Während an der Teilfläche Oberhang die hohen Gehalte nur zu Beginn der Naßphase und besonders während der Wechselfeuchtephase auftraten, findet man sie am Unterhang während der gesamten Naßphase. Dabei waren sie an dieser Teilfläche vor allem auf die Tiefen 50 und 60 cm beschränkt, während an der Teilfläche Oberhang zu Beginn der Naßphase auch in Tiefen von 30 und 40 cm hohe Gehalte auftraten. Es scheint, daß besonders die Schichten, die unmittelbar über dem Stauer liegen sehr denitrifikationsaktiv sein können. In der Summe waren die N_2O -Bodengasgehalte im Sw-Horizont der Teilfläche Unterhang deutlich höher als an der Teilfläche Oberhang. Dies muß auf eine höhere Denitrifikationsleistung zurückgeführt werden. Nach TRIMBORN (2001) ist ein N_2O -Austrag über das Sickerwasser zu vernachlässigen. Geht man von sehr hohen N_2O -Konzentrationen in der Bodenluft von 100 ppm aus, so sind nach der Henry-Gleichung etwa 125 $\mu\text{g } N_2O\text{-N}$ pro Liter Bodenwasser (bei 5°C) gelöst. Bei einer Grundwasserneubildung von 100 mm können somit maximal 125 g $N_2O\text{-N}$ /ha im Jahr über die Dränagen in Oberflächengewässer ausgetragen werden. Eine bedeutende Umweltrelevanz ist demnach nicht gegeben.

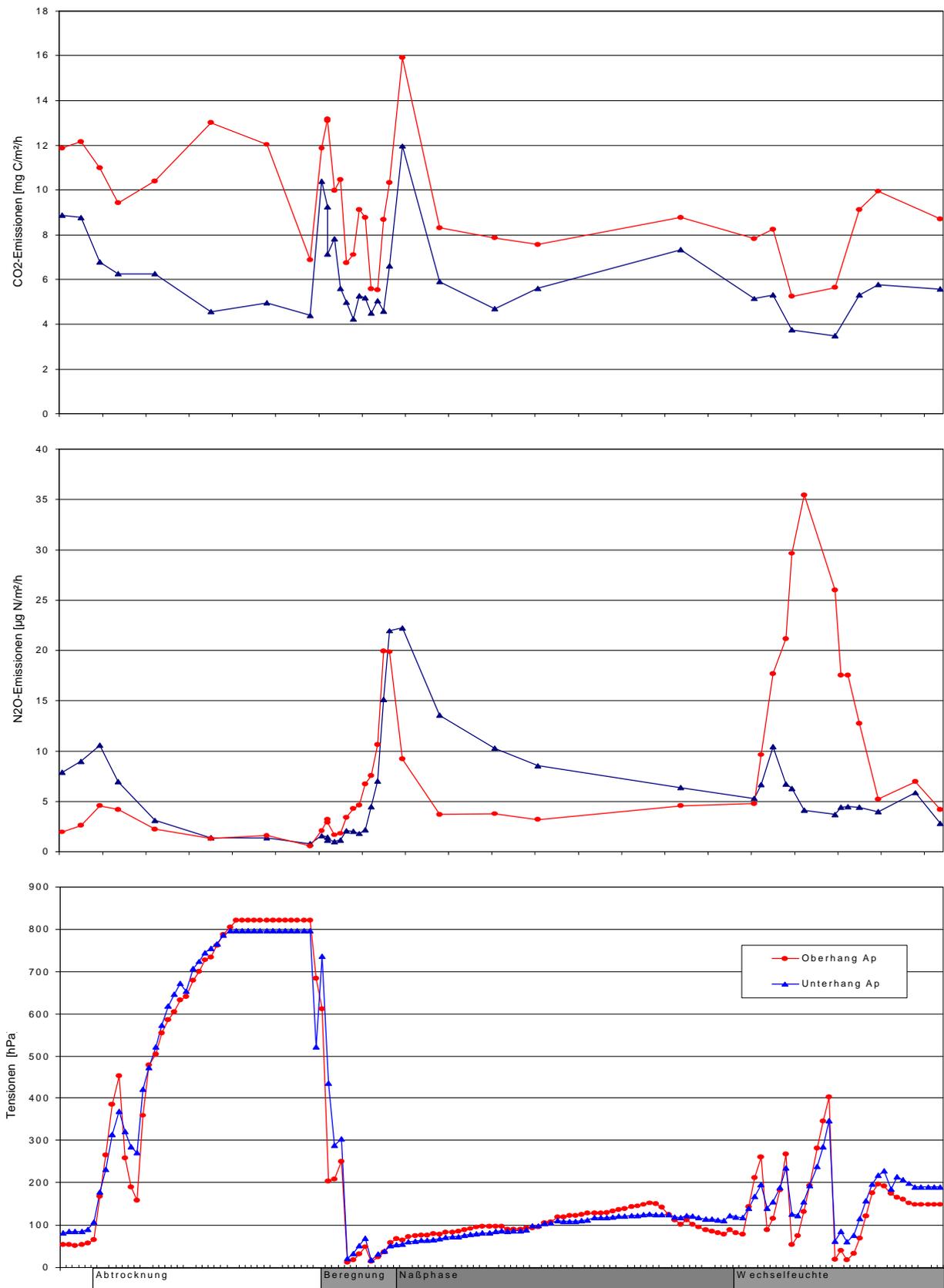


Abb. 5-3: CO₂-, N₂O-Emissionen und Saugspannungswerte während der Bodensäulenexperimente.

Die **CO₂-Dynamik**¹ (CO₂ in der Bodenluft und die CO₂-Emissionen), welche die Bodenatmung und somit die mikrobielle Aktivität widerspiegelt, reagiert zwar ebenfalls auf die Feuchtwechsel, es bestand jedoch kein direkter Zusammenhang zu den N₂O-Gehalten bzw. N₂O-Emissionen. Deutliche CO₂-Peaks wie beim N₂O konnten nicht nachgewiesen werden (TRIMBORN 2001).

Der Zusammenhang zwischen CO₂ in der Bodenluft und CO₂-Emissionen war unschärfer als beim N₂O. Es ist unklar, inwieweit hierfür die bessere Pufferung des CO₂ im Boden bzw. die höhere Wasserlöslichkeit verantwortlich ist. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes kam es an der Teilfläche Oberhang zu höheren CO₂-Emissionen als an der Teilfläche Unterhang. Dieses muß mit den von TRIMBORN (2001) ermittelten höheren Umsatzleistungen im Ap-Horizont der Teilfläche Oberhang in Verbindung gebracht werden, welche in den Freilanduntersuchungen gefunden wurden. Besonders deutlich wurden die Unterschiede während der Austrocknungsphase. Die Bodengasgehalte waren zu Beginn der Abtrocknungsphase in allen Säulen am höchsten. Zunächst verbesserten sich die Lebensbedingungen der Mikroorganismen wegen der besseren Durchlüftung des Bodens und mit der Abtrocknung einhergehenden Freisetzung von organischer Substanz. Mit zunehmender Austrocknung gingen die CO₂-Gehalte aber rasch zurück. Außer einem geringfügigen Anstieg zu Beginn der Wiederbefeuchtung, ließen sich während der Naß- und Wechselfeuchtephase keine deutlichen Veränderungen in den Bodengasgehalten feststellen.

Die Emissionsschwankungen während der Befeuchtungsphase machten sich selbst in 10 cm Tiefe nicht in den CO₂-Gehalten bemerkbar. Daraus muß geschlossen werden, daß für diese Emissionen in erster Linie die Bodenatmung der obersten Bodenzentimeter verantwortlich ist. Hier hatte die starke Austrocknung vermutlich zu einer größeren Freisetzung von organischer Substanz geführt, die dann den Mikroorganismen vermehrt zur Verfügung stand.

Die Teilfläche Oberhang zeigt in 30 cm Tiefe die höchsten CO₂-Konzentrationen in der Bodenluft. In den tieferen Schichten mußte daher nach den Gesetzen der Diffusion eine deutlich geringere CO₂-Produktion stattfinden. Bei der Teilfläche Unterhang war dagegen ein annähernd kontinuierlicher CO₂-Anstieg mit der Bodentiefe zu verzeichnen. Im Sw-Horizont muß also die mikrobielle Aktivität höher sein als an der Teilfläche Oberhang. Dies steht im Einklang mit den höheren Gehalten an organischer Substanz und mikrobieller Biomasse, die in den Felduntersuchungen im Unterboden der Teilfläche Unterhang gefunden wurden. Eine höhere allgemeine mikrobielle Aktivität läßt aber vermuten, daß auch der C-Umsatz der Deni-

¹ siehe Fußnote S.145

trifikanten gesteigert ist. Unter den gleichen staunassen Bedingungen muß demnach das Denitrifikationspotential im Sw-Horizont der Teilfläche Unterhang größer sein und hier zu höheren N_2O -Gehalten führen (TRIMBORN 2001).

Durch den Einsatz der ungestörten Pseudogley-Bodensäulen konnten die im Freiland ermittelten Ergebnisse verifiziert werden (Kap. 4.6). Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Dynamik des Bodenwassers (Wechselfeuchtephasen) auf die Denitrifikationsraten einen größeren Einfluß hat als der absolute Wassergehalt (Naßphasen), weil wiederholtes Überschreiten der Feldkapazitätsgrenze maßgeblich für hohe Denitrifikationsraten verantwortlich ist. Es ist zu vermuten, daß durch die Wechselfeuchte die Umsatzleistung der Mikroorganismen gesteigert wird, da diese in Wechselfeuchtephasen häufiger optimale Lebensbedingungen haben.

Während bei den Freilanduntersuchungen über die Acetylen-Inhibierungs-Methode die gesamten Denitrifikationsraten bestimmt wurden, konnte in den Bodensäulenexperimenten zunächst nur die N_2O -Emission gemessen werden. Während der Wechselfeuchtephase ermöglichte aber der Einsatz von ^{15}N -markiertem Stickstoff unterhalb des Ap-Horizontes in 50 cm Tiefe zusätzlich das während der Denitrifikation gebildete N_2 und somit die Denitrifikationsraten für den markierten Bereich zu erfassen (TRIMBORN 2001). TRIMBORN (2001) konnte zeigen, daß der mit ^{15}N -markierte Bereich einen wesentlichen Anteil an der Denitrifikation haben kann. So stammen zeitweise nur etwa 10 % der N_2O -Emissionen aus dem Ap-Bereich. Im Mittel betrug während der Wechselfeuchtephase der Anteil des mit ^{15}N -markierten Bereichs an den Gesamt- N_2O -Emissionen an der Teilfläche Oberhang 74,5 % und an der Teilfläche Unterhang 26,3 %. Bei den Bodensäulen der Teilfläche Unterhang konnte von TRIMBORN (2001) ein starker Abbau von N_2O zu N_2 im Boden nachgewiesen werden. Dieser Abbau hatte einen Einfluß auf das N_2/N_2O -Verhältnis in der Bodenluft. Es konnte mit dem ^{15}N -markierten Stickstoff gezeigt werden, daß das N_2/N_2O -Verhältnis im Verlauf der Denitrifikation größeren Schwankungen unterliegt. So konnte TRIMBORN 2001 für den markierten Bereich N_2/N_2O -Verhältnisse von unter 1 bis über 80 nachweisen. Im Mittel lag das N_2/N_2O -Verhältnis bei 10,5.

Die unterschiedlichen N_2/N_2O -Verhältnisse und der nachgewiesene Abbau von N_2O während der Diffusion an die Bodenoberfläche verdeutlichen, daß die Denitrifikationsraten des Stauwasserbereichs nicht nur über die N_2O -Emissionen quantifiziert werden können. Es lassen sich jedoch über die N_2O -Emissionen qualitative Aussagen über die Dynamik der Denitrifikation machen. Die vorgestellten Ergebnisse bezüglich der Dynamik der N_2O -Emissionen gelten somit auch für die Denitrifikationsraten.

6 Bilanzierungen

6.1 Bilanzierung des Bodenwasserhaushaltes der Standorte „Auen“ und „Schornbusch“

Um die Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushaltes für die einzelnen Teilflächen zu berechnen, wurde das Speicherkaskadenmodell CASCADE eingesetzt (Kap. 3). Ziel der Simulation war darüberhinaus die Quantifizierung der Wasserflüsse der einzelnen Teilflächen als Voraussetzung für eine Bilanzierung der Stoffflüsse. Für beide Standorte konnten gute Modellanpassungen sowohl für den Ap- als auch für den Bereich der Stauwasserleiter bzw. -körper erreicht werden (Abb. 6-1 und 6-2). Die Abbildungen 6-1 und 6-2 zeigen für die Standorte Auen und Schornbusch die aus den gemessenen Saugspannungen errechneten Wassergehalte im Vergleich zu den simulierten Wassergehalten. Größere Abweichungen zwischen den Meßwerten und den berechneten Werten liegen nur in den Austrocknungs- und Trockenphasen mit höherer Bodenwasserdynamik im Freiland vor. In den für die Verlagerung und somit für den Stickstoffaustrag relevanten Naßphasen konnte eine bessere Anpassung des Modells erzielt werden als in den Trockenphasen während der Vegetationsperioden. Die von CASCADE errechneten Phasen mit Durchsickerung und Grundwasserneubildung stimmen mit den im Freiland erfaßten Dränageschüttungen gut überein (vgl. Kap. 6.3.1).

Die Bodenwasserbilanzen sind für den Zeitraum vom 1.6.96 bis 31.5.98 auf Tagesbasis errechnet worden und zur besseren Übersicht in Tabelle 6-1 auf Monatsbasis zusammengefaßt dargestellt. Die Werte für Interzeption I, Evaporation E, Transpiration T und Grundwasserneubildung GWB wurden von den gemessenen Niederschlägen N abgezogen und als Bilanz B ($B = N - I - E - T - \text{GWB}$) in der Tabelle 6-1 aufgeführt.

Für die im folgenden vorgestellten Stickstoffbilanzen (Kap. 6.4) ist die Berechnung der Grundwasserneubildung, die zum größten Teil von der klimatischen Wasserbilanz abhängig ist, von entscheidender Bedeutung. Die in den folgenden Abschnitten vorgenommene Bewertung der klimatischen Wasserbilanz und der Grundwasserneubildung erfolgte nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) (AG BODENKUNDE 1994) und nach der Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL) (MARKS et al. 1989).

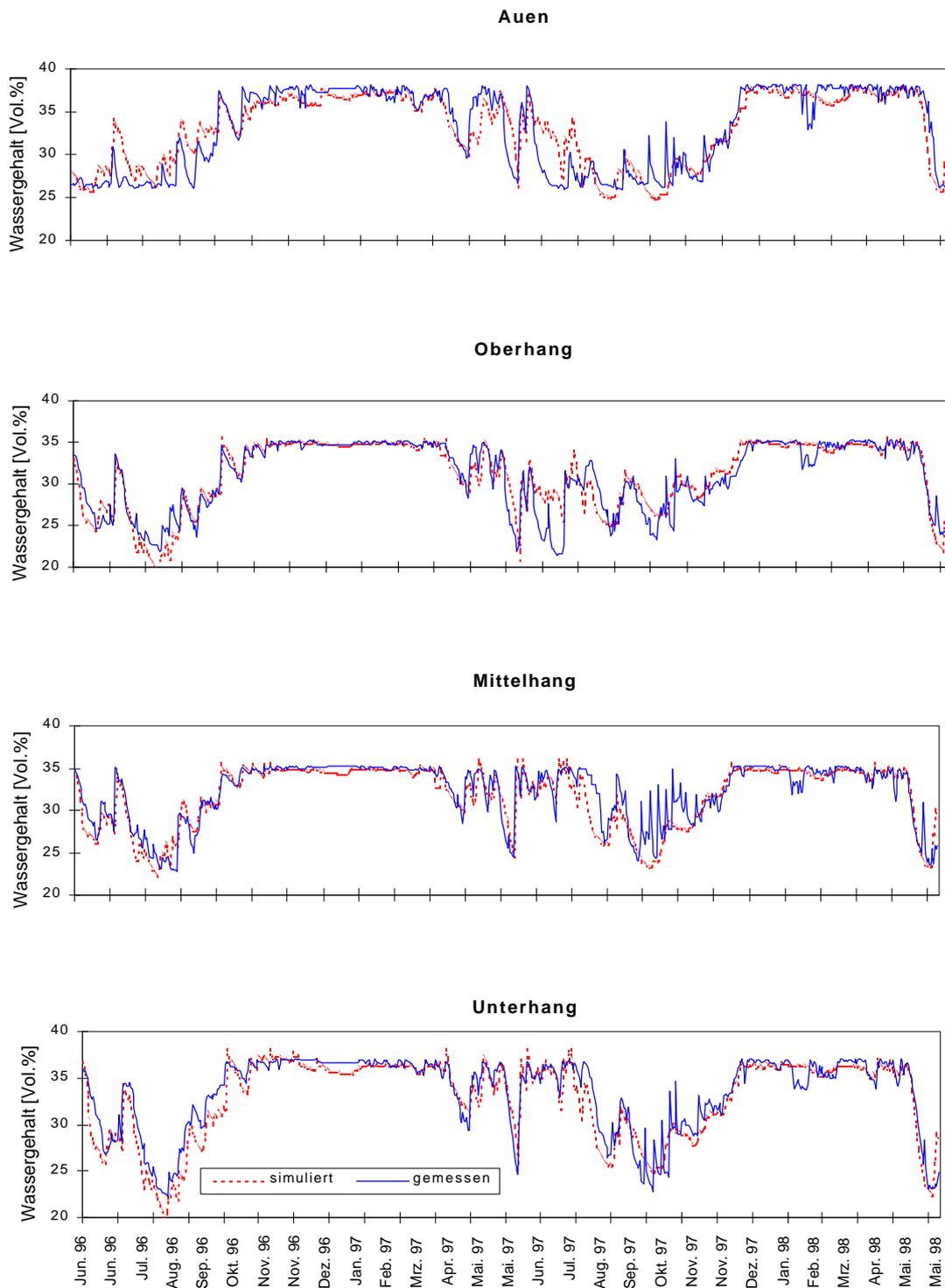


Abb. 6-1: Simulierte und gemessene Wassergehalte des Standortes Auen und der Teilflächen des Standortes Schornbusch (Ap-Horizont < 40 cm Tiefe).

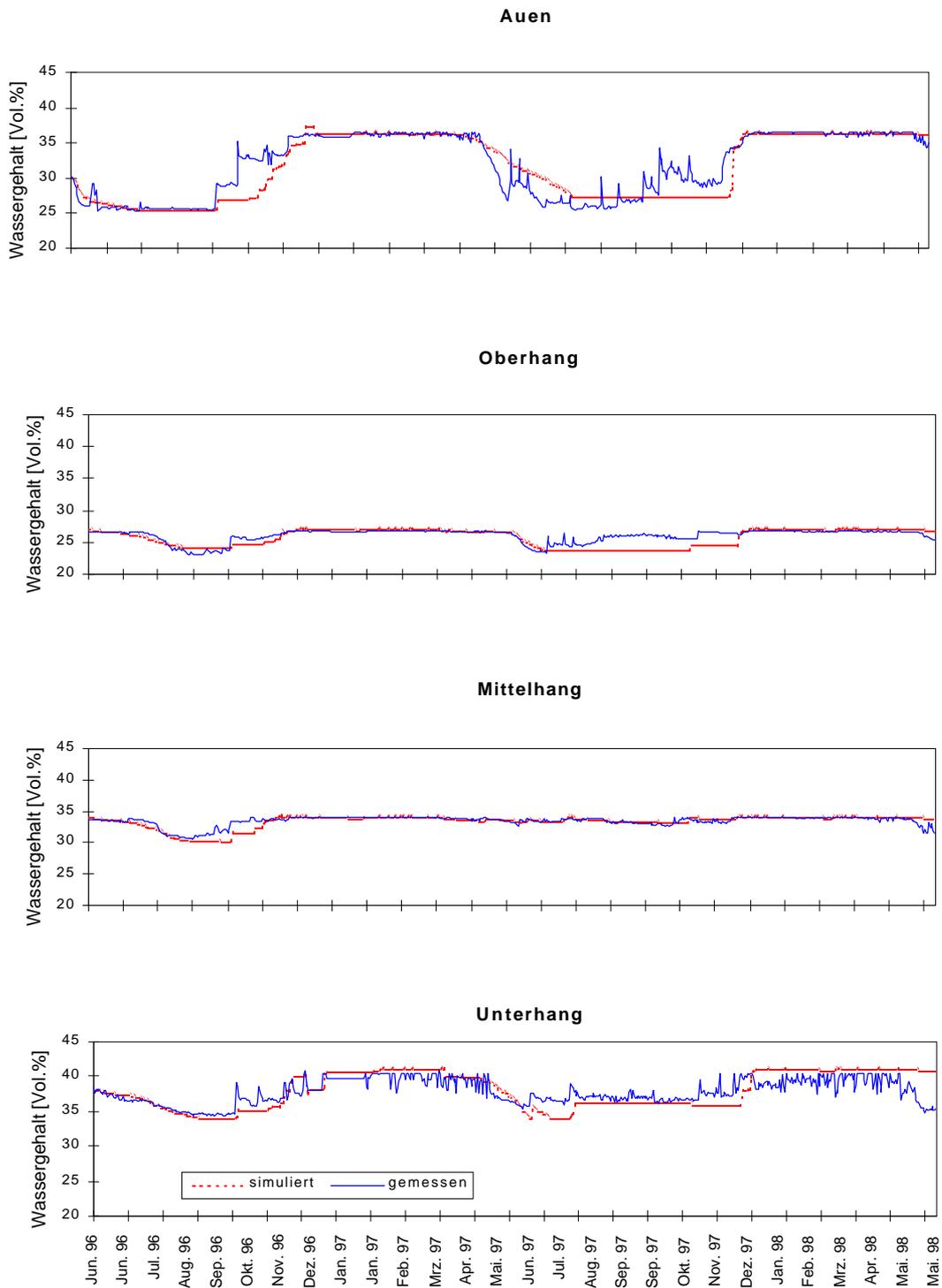


Abb. 6-2: Simulierte und gemessene Wassergehalte des Standortes Auen und der Teilflächen des Standortes Schornbusch (Stauwasserbereich > 40 cm Tiefe).

Die klimatische Wasserbilanz und die daraus resultierende Grundwasserneubildung zeigen saisonale Jahrgänge auf, die für alle Teilflächen ähnlich sind (Tab. 6-1). Im Herbst nimmt bedingt durch die Ernte die berechnete Transpiration ab und spielt bis zum Vegetationsbeginn im Frühjahr für den Bodenwasserhaushalt nur noch eine geringe Rolle. Zeitgleich nimmt klimatisch bedingt die Evaporation ab, was dazu führt, daß die klimatische Wasserbilanz von Oktober bis Januar positiv ist. Der Wasserüberschuß im Winter führt zu einem Auffüllen des Bodenspeichers, was durch die Abnahme der Saugspannungswerte deutlich wird. Ab November setzt die Grundwasserneubildung ein. Die Grundwasserneubildung findet von November bis Mai mit einem Maximum von März bis April statt. Damit fällt die maximale Grundwasserneubildung mit der Düngestartgabe für Getreide zusammen, was wiederum zu erhöhten Stickstoffausträgen führt (Kap. 6.4.1.). Im Sommer ist die klimatische Wasserbilanz negativ, da Transpiration und Evaporation die Niederschläge überwiegen. Folglich kann sich kein neues Grundwasser bilden, und im Profil findet keine Stoffverlagerung statt. Sehr hohe Niederschläge, wie zum Beispiel im August 1996 (68 mm) und Juni 1997 (112 mm), führen jedoch zu Monaten mit positiven klimatischen Wasserbilanzen und damit zu Wasserüberschuß an den Teilflächen Mittel- und Unterhang. Die Grundwasserneubildung setzt an den Teilflächen des Standortes Schornbusch im Oktober und November stärker ein als am Standort Auen, da hier die nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes größer ist als in den Pseudogleyen der Teilflächen Ober- und Mittelhang. Die Grundwasserneubildung kann am Standort Schornbusch im Dezember bereits maximale Werte erreichen. In beiden Jahren tritt das Grundwasserneubildungsmaximum am Standort Auen erst im Frühjahr auf, wenn das Speichervermögen des Bodens ausgeschöpft ist. Die Grundwasserneubildung ist in beiden Bilanzjahren im Winter durch Frostperioden kurzfristig gehemmt, da in dieser Zeit keine Niederschläge fallen, die für die Versickerung relevant sind.

Über den für die Bodenwasserbilanz betrachteten Gesamtzeitraum (1.6.96 - 31.5.98, 2 Jahre) ist der **Standort Auen** mit der Teilfläche Unterhang des Standortes Schornbusch vergleichbar. Mit 420 mm Transpiration, 366 mm Evaporation und 51 mm Interzeption verdunsten von 1037 mm Niederschlag insgesamt 837 mm. Die Grundwasserneubildungsrate ist mit 180 mm in zwei Jahren als sehr gering einzustufen (MARKS et al. 1989, Tab. 25). Die mittlere klimatische Wasserbilanz ist mit 200 mm für den beschriebenen Untersuchungszeitraum ebenfalls als sehr gering zu bewerten (AG BODENKUNDE 1994, Tab. 81).

Am **Standort Schornbusch** werden besonders an den Teilflächen Ober- und Mittelhang Unterschiede zum Standort Auen deutlich. Mit 473 mm Transpiration, 281 mm Evaporation und 62 mm Interzeption verdunsten an der **Teilfläche Oberhang** von 1037 mm Niederschlag 816 mm. Aufgrund der geringen nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes von 70 mm, bedingt durch den hoch anstehenden Staukörper in 45 cm Tiefe, kann im Bodenprofil weniger Wasser gehalten werden. Dadurch ist die Grundwasserneubildung, im Sinne einer vertikalen Durchsickerung mit lateraler Umlenkung, mit 241 mm im Vergleich zur Teilfläche Unterhang (176 mm) um 65 mm höher. Das Stauwasser der Teilfläche Oberhang wird über Makroporen und präferentiellen Fluß entweder dem Grundwasser direkt zugeführt oder lateral über die Teilfläche Mittelhang zum Unterhangbereich abgeführt. Das erklärt die errechnete höhere Grundwasserneubildung der **Teilfläche Mittelhang** von 302 mm in den zwei berechneten Jahren. Die Teilfläche Mittelhang weist durch lateral zuströmendes Wasser aus den Oberhangbereichen längere Feuchtphasen auf, deshalb sind die Phasen der Grundwasserneubildung länger als an der Teilfläche Oberhang. Durch Transpiration (413 mm), Evaporation (277 mm) und Interzeption (62 mm) verdunsten an der Teilfläche Mittelhang von 1037 mm Niederschlag 752 mm. Die Grundwasserneubildung ist an der Teilfläche Ober- und Mittelhang gering (MARKS et al. 1989). Das gleiche gilt für die klimatische Wasserbilanz (AG BODENKUNDE 1994).

An der **Teilfläche Unterhang** können aufgrund der höheren nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) größere Mengen Wasser im Profil gespeichert werden, und in der Austrocknungsphase kann mehr Wasser verdunsten. Das wird auch im Vergleich zu den Teilflächen Ober- und Mittelhang am höheren Anteil der Evaporation an der Verdunstung deutlich. Das gilt besonders für die Sommermonate und führt zu der geringeren Dynamik der Bodenfeuchte. Durch Transpiration (392 mm), Evaporation (398 mm) und Interzeption (56 mm) verdunsten an der Teilfläche Unterhang von 1037 mm Niederschlag 846 mm. Die Grundwasserneubildung ist an der Teilfläche Unterhang sehr gering (MARKS et al. 1989). Das gleiche gilt auch für die klimatische Wasserbilanz (AG BODENKUNDE 1994).

Am Standort Schornbusch werden wesentliche Unterschiede im Vergleich zwischen den Teilflächen Ober- und Unterhang deutlich. Die Teilfläche Mittelhang ist hinsichtlich der Bodenwasserbilanz mit der Teilfläche Oberhang zu vergleichen. Für den Untersuchungsraum der Rheinbacher Lößplatte als Teil der Zülpicher Börde sind die zum Teil als sehr gering bewerteten Grundwasserneubildungsraten und klimatischen Wasserbilanzen durchaus typisch (ZEPP 1995).

Tab. 6-1: Bodenwasserbilanz der Standorte Schornbusch und Auen für den Zeitraum Juni 1996 bis Mai 1998.**Schornbusch**

Teilfläche Oberhang

Monat	Jun 96	Jul 96	Aug 96	Sep 96	Okt 96	Nov 96	Dez 96	Jan 97	Feb 97	Mär 97	Apr 97	Mai 97	Jun 97	Jul 97	Aug 97	Sep 97	Okt 97	Nov 97	Dez 97	Jan 98	Feb 98	Mär 98	Apr 98	Mai 98	Σ
N	24	52	68	39	63	54	28	7	47	40	35	56	112	85	32	22	28	24	65	24	4	44	44	40	1037
I	1	5	7	7	7	1	1	0	0	0	1	6	10	4	0	0	2	2	2	0	0	0	0	4	62
E	26	8	0	4	6	12	1	2	5	8	35	16	11	35	28	25	9	5	1	4	6	7	21	6	281
T	22	72	41	29	20	0	0	0	0	0	6	48	113	50	3	5	5	3	0	0	0	0	0	55	473
GWB	0	0	0	0	0	19	28	4	42	32	4	2	0	0	0	0	0	0	30	20	2	37	21	1	241
Bilanz	-25	-33	20	-1	31	21	-2	1	0	0	-10	-16	-22	-5	1	-8	12	14	32	-1	-3	0	1	-26	-19

Teilfläche Mittelhang

Monat	Jun 96	Jul 96	Aug 96	Sep 96	Okt 96	Nov 96	Dez 96	Jan 97	Feb 97	Mär 97	Apr 97	Mai 97	Jun 97	Jul 97	Aug 97	Sep 97	Okt 97	Nov 97	Dez 97	Jan 98	Feb 98	Mär 98	Apr 98	Mai 98	Σ
N	24	52	68	39	63	54	28	7	47	40	35	56	112	85	32	22	28	24	65	24	4	44	44	39	1037
I	1	5	8	8	7	1	1	0	0	0	1	6	7	2	1	1	2	2	2	0	0	0	0	4	62
E	28	9	0	5	3	10	4	2	5	8	32	15	17	51	25	7	4	4	5	4	6	7	21	7	277
T	21	68	48	30	11	0	0	0	0	0	6	48	61	13	19	36	6	0	0	0	0	0	0	46	413
GWB	0	0	0	0	0	31	27	3	42	32	3	3	9	20	3	1	1	1	48	19	2	37	20	1	302
Bilanz	-27	-29	11	-4	43	13	-4	2	0	0	-7	-15	17	-1	-15	-23	16	18	10	1	-3	0	1	-19	-16

Teilfläche Unterhang

Monat	Jun 96	Jul 96	Aug 96	Sep 96	Okt 96	Nov 96	Dez 96	Jan 97	Feb 97	Mär 97	Apr 97	Mai 97	Jun 97	Jul 97	Aug 97	Sep 97	Okt 97	Nov 97	Dez 97	Jan 98	Feb 98	Mär 98	Apr 98	Mai 98	Σ
N	24	52	68	39	63	54	28	7	47	40	35	56	112	85	32	22	28	24	65	24	4	44	44	40	1037
I	1	5	7	7	7	0	1	0	0	0	1	6	8	0	0	1	2	2	2	0	0	0	0	4	56
E	35	8	0	4	6	14	8	2	5	8	38	21	20	87	46	23	11	6	9	4	6	7	22	10	398
T	22	73	42	23	20	1	0	0	0	0	6	57	79	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	55	392
GWB	0	0	0	0	0	10	3	0	41	32	6	0	0	0	0	0	0	0	7	18	1	36	20	1	176
Bilanz	-35	-34	18	6	31	30	16	5	1	0	-15	-28	5	-2	-14	-15	15	16	47	1	-3	0	1	-30	14

Auen

Monat	Jun 96	Jul 96	Aug 96	Sep 96	Okt 96	Nov 96	Dez 96	Jan 97	Feb 97	Mär 97	Apr 97	Mai 97	Jun 97	Jul 97	Aug 97	Sep 97	Okt 97	Nov 97	Dez 97	Jan 98	Feb 98	Mär 98	Apr 98	Mai 98	Σ
N	24	52	68	39	63	54	28	7	47	40	35	56	112	85	32	22	28	23	66	22	6	44	44	39	1037
I	4	5	2	2	1	1	0	0	1	1	3	5	10	11	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	51
E	3	21	30	33	36	2	2	1	4	20	26	23	16	14	24	20	13	2	3	4	7	7	9	46	366
T	42	34	11	9	0	0	0	0	0	2	18	45	106	111	8	14	0	0	0	0	0	0	0	19	420
GWB	0	0	0	0	0	0	2	5	42	16	10	0	0	0	0	0	0	0	14	19	3	35	31	3	180
Bilanz	-25	-7	25	-5	26	51	24	0	0	1	-22	-17	-21	-51	0	-12	14	20	49	-2	-4	2	3	-29	21

Alle Angaben in mm, N Niederschlag, I Interzeption, E Evaporation, T Transpiration, GWB Grundwasserneubildung, B Bilanz = N - (I+E+T+GWB),

6.2 Bilanzierung der Wechselfeuchte-Häufigkeiten und –Intensitäten

6.2.1 Definition für Wechselfeuchte

Bei den Geländeerhebungen (Kap. 4.6) und den Bodensäulenexperimenten (Kap. 5) konnte nachgewiesen werden, daß Wechselfeuchtephasen zu erhöhten Denitrifikationsraten bzw. N₂O- und CO₂-Emissionen führen. Anhand der Bodenwasserhaushaltsdynamik (Kap. 4.2) wurde vermutet, daß Wechselfeuchtephasen auf Pseudogleyen mit dichtem und nahe an der Geländeoberkante anstehendem Staukörper (Sd-Horizont) häufiger und mit einer gesteigerten Intensität auftreten. Intensität der Wechselfeuchte meint dabei eine gesteigerte Amplitude des Wassergehalts oder der Saugspannungen zwischen zwei Meßterminen im Vergleich zu anderen Standorten. Um die Vermutung, daß Pseudogleye mit stark ausgeprägtem Sd-Horizont häufiger und intensiver Wechselfeuchtebedingungen unterliegen, zu verifizieren, wird der Begriff der Wechselfeuchte in dieser Arbeit quantitativ definiert.

Wechselfeuchte ist das Über- bzw. Unterschreiten der Feldkapazitätsgrenze innerhalb eines Tages.

Der Bodenfeuchtwert Feldkapazität wurde aus mehreren Gründen für eine Wechselfeuchte-
definition gewählt;

- In Phasen mit häufigem Über- bzw. Unterschreiten der Feldkapazitätsgrenze wurden bei den Geländeerhebungen (Kap. 4.6) die größten Denitrifikationsraten nachgewiesen.
- In Phasen mit häufigem Über- bzw. Unterschreiten der Feldkapazitätsgrenze wurden bei den Bodensäulenexperimenten (Kap. 5) die größten N₂O- und CO₂-Emissionen nachgewiesen.
- Im Gegensatz zur Bestimmung des Bodenwasserhaushaltes in Vol. % ermöglicht die Feldkapazität eine Charakterisierung des Bodenfeuchtezustandes eine gute Vergleichsbasis für verschiedene Standorte.
- Der Bodenfeuchtezustand beim Erreichen der Feldkapazität stellt den Grenzwert zwischen einer beginnenden Abtrocknungs- und einer beginnenden Sättigungsphase dar.

Die zeitliche Auflösung von einem Tag in der Definition für Wechselfeuchte wurde gewählt, um zu berücksichtigen, daß die Denitrifikation erst geraume Zeit nach der Befeuchtung des Bodens (Lag-Phase) mit nennenswerten Raten einsetzt (NIEDER et al. 1989).

6.2.2 Wechselfeuchte-Häufigkeiten und –Intensitäten der Standorte im Vergleich

Abbildung (Abb. 6-3) zeigt für die Teilflächen des Standortes Schornbusch und den Standort Auen die Häufigkeit und Intensität der Wechselfeuchte für den Untersuchungszeitraum vom 1.6.96 bis zum 31.5.98 im Ap-Horizont (10 cm Tiefe). Dabei wird zwischen Abtrocknung und Wiedervernässung differenziert. Die Intensität der Wechselfeuchte wird in den unterschiedlichen Saugspannungsklassen von Feldkapazität zu > 70 hPa bis zu > 120 hPa dargestellt:

Wenn während der Abtrocknungsphase die Feldkapazitätsgrenze überschritten wird und sich eine Saugspannung von $90 - 100$ hPa einstellt, so wird dieses Wechselfeuchte-Ereignis der Klasse „FK > 90 hPa“ zugeordnet; analog wurde bei Wiedervernässung verfahren: Betrug die Saugspannung am Vortag beispielsweise 105 hPa und sinkt sie unter die Feldkapazitätsgrenze, so wird das Wechselfeuchte-Ergebnis der Klasse „FK > 100 hPa“ zugeordnet.

Sowohl bei den Abtrocknungs- als auch bei den Wiedervernässungsphasen ist an den Teilflächen des Standortes Schornbusch die Wechselfeuchte in den gewählten Klassen häufiger als am Standort Auen. Hier macht sich der Einfluß der Sd-Horizonte bemerkbar, die zu einer Begrenzung des Wasserspeichervermögens im Vergleich zum Standort Auen und damit zu einer größeren Dynamik des Bodenwasserhaushaltes führen. Die Differenzen zwischen den Standorten werden in den Abtrocknungsphasen deutlicher als in den Wiedervernässungsphasen, da Niederschläge die Ap-Horizonte aller Teilflächen relativ rasch in den Bodenfeuchtezustand der Feldkapazität versetzen können; bei der anschließenden Abtrocknungsphase spielt jedoch der Horizontaufbau des gesamten Profils eine entscheidende Rolle. Bei einem Vergleich der Teilflächen des Standortes Schornbusch fällt auf, daß in den Abtrocknungsphasen in den Saugspannungsklassen über 80 hPa die Wechselfeuchtebedingungen an den Teilflächen mit Sd-Horizont (Ober- und Mittelhang) gegenüber der Teilfläche Unterhang ohne Sd-Horizont überwiegen. Im Bereich von Feldkapazität über 70 hPa bis 80 hPa wurden häufigere Wechselfeuchtebedingungen an der Teilfläche Unterhang nachgewiesen. Hier macht sich das bessere Wasserspeichervermögen und der Hangzugswassereinfluß bemerkbar. Dadurch trocknet bei gleicher Evapotranspiration die Teilfläche Unterhang langsamer ab als die Teilflächen Ober- und Mittelhang.

Die Häufigkeitsverteilungen der Wechselfeuchtephasen können demnach die Vermutung bestätigen, daß Wechselfeuchtephasen auf Pseudogleyen mit dichtem und nahe an der Geländeoberkante anstehendem Staukörper (Sd-Horizont) häufiger und intensiver auftreten als auf Pseudogleyen ohne nahe an der Geländeoberkante anstehendem Staukörper (vgl. Kap. 4.6).

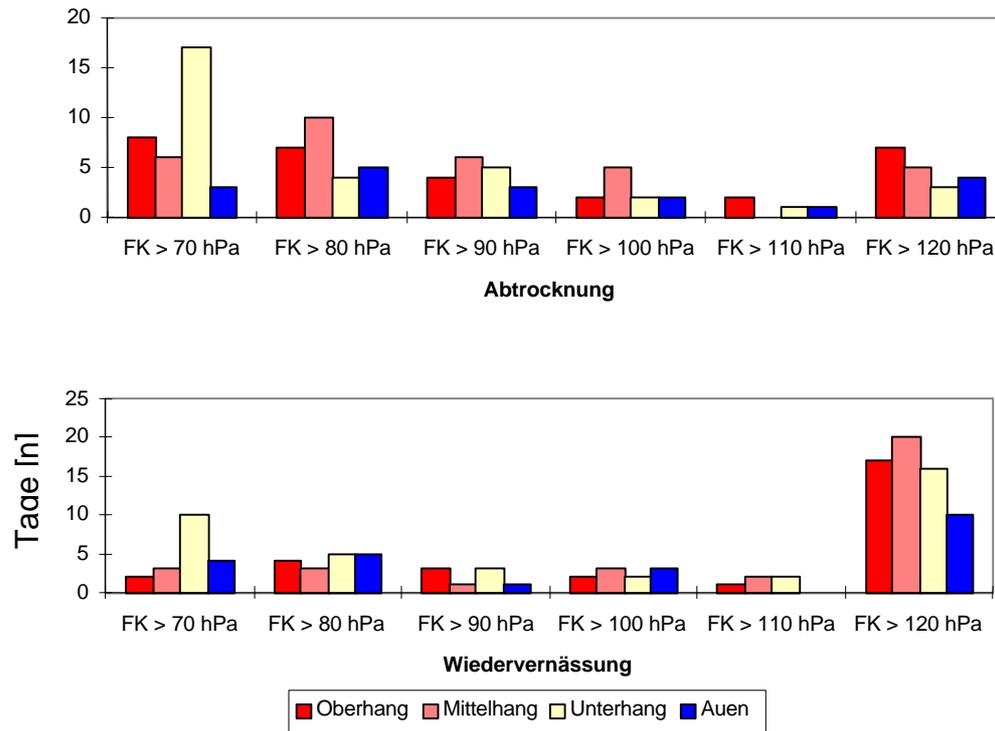


Abb. 6-3: Häufigkeit und Intensität der Wechselfeuchte getrennt nach Abtrocknungs- und Wiedervernässungsphasen.

6.3 Einfluß der Dränagen auf die Wasserbilanz und den Stickstoffaustrag

6.3.1 Dränagenabfluß des Einzugsgebietes „Schornbusch“

Aus dem Dränageplan konnte entnommen werden, daß die untersuchte Dränage das gesamte Einzugsgebiet des Standortes Schornbuschs entwässert. Bei der untersuchten Dränage handelt es sich um eine Rohrdränage (verlegte Rohre aus gebranntem Ton, Nennweite der Sauger: 60 mm, max. Länge der Sauger: 150 m, Tiefe im Durchschnitt: 1,0 m, Abstand: 10 m), die eine Fläche von 4,2 ha entwässert. Die Abbildung 6-4 zeigt für den Zeitraum von August 1996 bis Juni 1998 den Dränagenabfluß am Standort Schornbusch als Summenkurve.

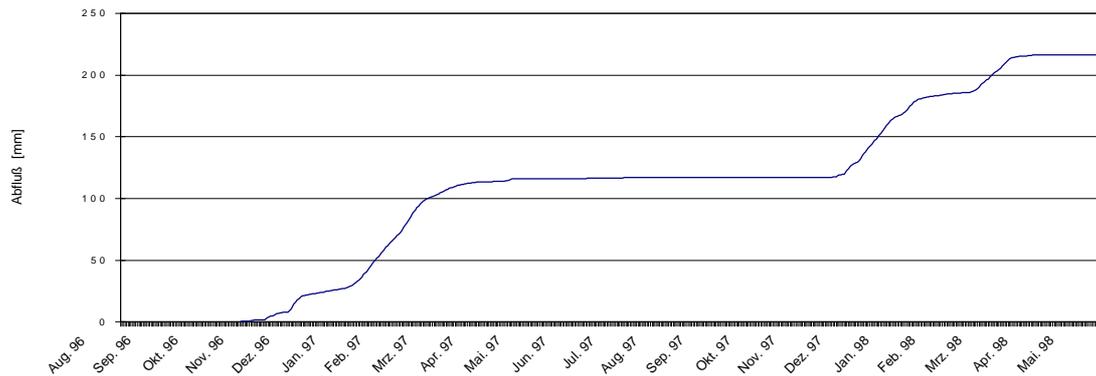


Abb. 6-4: Dränagenabfluß als Summenkurve am Standort Schornbusch von August 1996 bis Juni 1998.

Das Abflußverhalten der Dränage zeigt in beiden dargestellten Jahren einen saisonalen Verlauf. Im Sommer führen nur vereinzelte Starkniederschlagsereignisse (> 10 mm/d) zu meßbarem Abfluß, der jedoch die Abflußbilanz kaum beeinflusst. Ab November setzt eine regelmäßige Schüttung ein. Der Basisabfluß steigert sich bis zur ersten länger anhaltenden Frostperiode, die zu einer Verminderung des Abflusses führt. Nach den winterlichen Frostperioden steigert sich die Schüttung, die mit Beginn des Frühjahres versiegt. Ab Mai setzt die kontinuierliche Dränagenschüttung aus, und die Sommersituation ist wieder erreicht.

6.3.2 Nachweis des präferentiellen Flusses über Dränagenabflußspitzen

Wie bei den Tracerexperimenten (Kap. 4.3) gezeigt wurde ist an den Teilflächen Ober- und Mittelhang mit nahe an der Geländeoberkante anstehendem Staukörper (Sd-Horizont) präferentieller Fluß bei der Stoffverlagerung von Bedeutung. Um am Standort Schornbusch die Größenordnung des präferentiellen Flusses und des dadurch bedingten Stoffaustrags über die Makroporen auf einfache Weise abschätzen zu können, wurde eine Bilanzierung des Spitzenabflusses der Dränagen nach Starkregenereignissen durchgeführt. Da für eine Versickerung über die Bodenmatrix die Reaktionszeit der Dränage vom Beginn des Niederschlagsereignisses bis zum Zeitpunkt der maximalen Schüttung bei den beobachteten Ereignissen zu kurz war, wurde davon ausgegangen, daß die analysierten Abflußspitzen, die sich unmittelbar nach Starkregenereignissen im Dränagenabfluß bildeten, ausschließlich durch präferentiellen Fluß ausgelöst wurden.

Für die in Tab. 6-2 dargestellte Bilanzierung der Abflußspitzen nach Starkregenereignissen wurden folgende Kriterien berücksichtigt:

- **Starkregenereignis** = Niederschlag > 10 mm/d. Niederschlagsereignisse mit einer Menge < 10 mm/d führten in der sommerlichen Trockenphase zu keiner meßbaren Dränagenschüttung.
- **keine Beeinflussung der Bodenfeuchte / Saugspannungswerte in 10 cm Tiefe** durch das Starkregenereignis, um von der Annahme ausgehen zu können, daß der größte Teil des Niederschlags über die Makroporen versickert und nicht im Boden gespeichert wird.
- **Abflußspitze** im Dränagenabfluß von anderen Abflußspitzen abgrenzbar.

Für eine Quantifizierung der Dränagenabflußspitzen bietet sich nach den aufgeführten Kriterien hauptsächlich die sommerliche Trockenperiode an. In der winterlichen Versickerungsperiode bilden sich weniger deutliche Abflußspitzen als im Sommer aus, da zum einen der Anteil der Starkregenereignisse geringer ist und zum anderen die Dränageabflüsse zusätzlich durch Wasser aus Mittel- und Feinporen gespeist werden. Es ist darüberhinaus anzunehmen, daß in der winterlichen Versickerungsperiode der Dränagenabfluß am Standort Schornbusch hauptsächlich durch Stau- und Hangzugwasser gespeist wird. Durch erneute Niederschläge wird in der winterlichen Versickerungsperiode lediglich der Wasserdruck der Wassersäule über der Dränage erhöht, und es kommt dadurch zu einem vermehrten Abfluß.

Bei der Analyse der Abflußspitzen wurden in Abhängigkeit von Bodenfeuchte, Bewuchs und Bodenbearbeitung verschiedene saisonale Typen von Abflußspitzen nachgewiesen. Im **Sommer** bilden sich bei geringer Bodenfeuchte steile, nadelförmige Peaks unmittelbar nach dem untersuchten Niederschlagsereignis aus, die abhängig von der aktuellen Bodenfeuchte mehr oder weniger steil abfallen (Abb. 6-5). Je feuchter der Boden ist, desto länger findet der Dränagenabfluß nach einem starken Niederschlagsereignis statt. Im Sommer führen geringe Niederschläge meist zu keinem Abfluß über die Dränagen. Selbst größere Niederschlagsereignisse wie am 28.8.97 (9,6 mm) lassen keinen Abfluß über die Dränagen erkennen, da aufgrund hoher Interzeptionsverluste nicht genügend Niederschlagswasser in den Boden infiltrieren konnte.

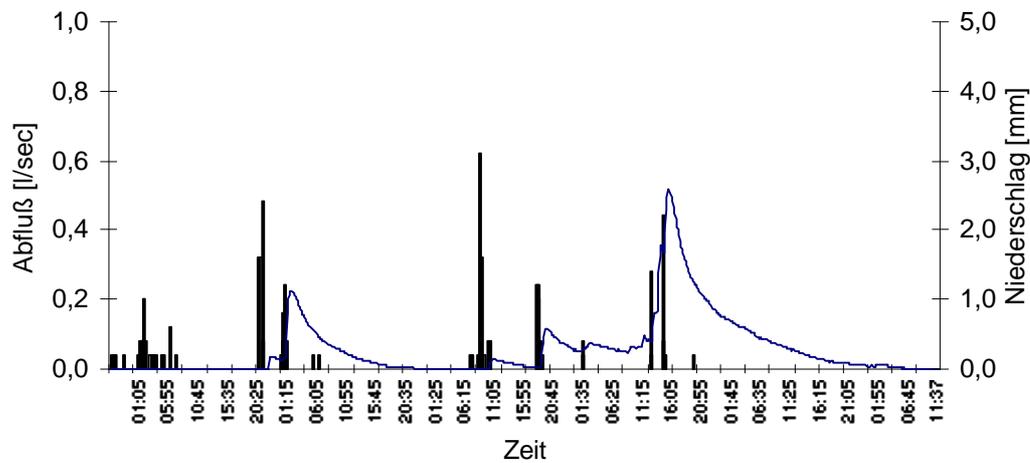


Abb. 6-5: Abflußspitzen in der Dränage des Standortes Schornbusch nach starken Niederschlagsereignissen (Beispiel für Sommersituation vom 16.7.97-19.7.97).

Am **Anfang und am Ende der winterlichen Vernässungsphase** bilden sich Abflußpeaks aus, die wie im Sommer steil ansteigen und vor dem Versiegen der Dränage zu längerem Dränagenabfluß führen. Es ist anzunehmen, daß in diesen Phasen neben den Makroporen auch die Mittel- und Feinporen Wasser an die Dränagen abgeben. Bei geringerer Anfangsfeuchte des Bodens speisen nur die Grobporen den Dränagenabfluß, und es bildet sich wie im Sommer eine steile Abflußspitze heraus. Im **Winter** werden in der Vernässungsphase die Abflußspitzen bei kontinuierlicher Schüttung der Dränagen wellenförmig auf den Grundabfluß „aufgesetzt“ (Abb. 6-6), oder der Grundabfluß wird erhöht.

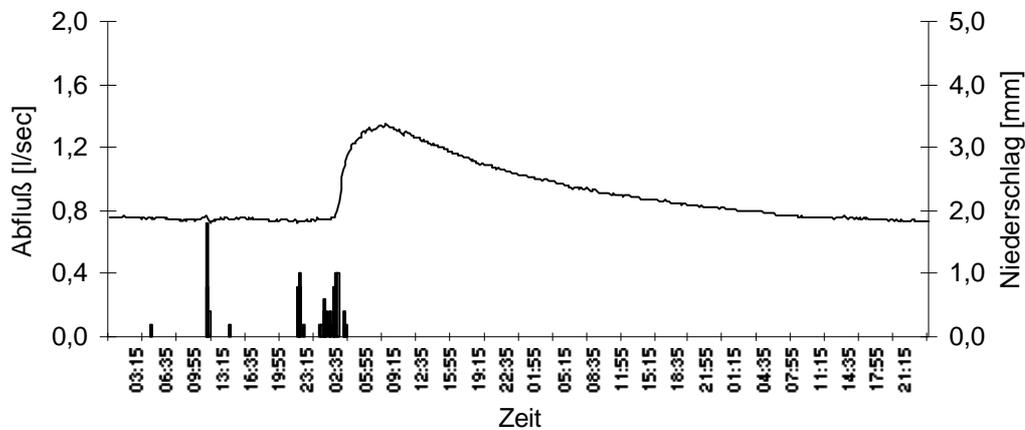


Abb. 6-6: : Abflußspitze in der Dränage des Standortes Schornbusch nach starken Niederschlagsereignissen (Beispiel für Wintersituation vom 19.2.97-21.2.97).

Nach einer Auswahl von 7 Starkregenereignissen aus dem Zeitraum Herbst 1996 bis Herbst 1997, die nach den oben genannten Kriterien für die Analyse geeignet erschienen, wurden die Dränagenabflüsse bilanziert. Die vom Datenlogger zehnmütig aufgezeichneten Abflußwerte wurden in Dränageabflußvolumina umgerechnet und ins Verhältnis zur Gesamtfläche des Einzugsgebietes der Dränage gesetzt, um eine flächenunabhängige Abflußhöhe in mm zu erhalten. Die Tabelle 6-2 zeigt die Niederschlagshöhe, die zu einer Abflußspitze führte, die maximale Niederschlagsintensität bei einer Datenauflösung von 10 Minuten, Abflußhöhe und den Dränagenabfluß als Prozent des untersuchten Niederschlagsereignisses.

Tab. 6-2 Dränagenschüttung bei ausgewählten Niederschlagsereignissen.

Datum	N mm	N _{max} mm/10min	Q mm	Q _{in} %
1.10.1996	31,2	1,0	0,24	0,80
26.2.1997	12,6	1,8	0,05	0,04
7.6.1997	49,3	5,5	0,28	0,60
13.6.1997	28,0	3,5	0,19	0,70
27.6.1997	10,1	4,3	0,06	0,60
13.7.1997	17,4	11,2	0,20	1,20
18.7.1997	10,6	2,4	0,12	1,20

Nur ein geringer Teil (bis zu 1,2 %) der Niederschläge wird über die Dränagen am Standort Schornbusch abgeführt und ist direkt abflußwirksam. Es ist jedoch anzunehmen, daß über den gewählten Ansatz nicht der gesamte Makroporenfluß bestimmt werden kann, sondern ein großer Teil des Niederschlagswassers zwischen den Dränagen direkt ins Grundwasser gelangt. Die Abflußspitzen treten im Schnitt ca. 4 bis 8 Stunden nach dem untersuchten Niederschlagsereignis auf, d.h. bei einer angenommenen Dränagentiefe von 100 cm liegt die Geschwindigkeit des präferenziellen Flusses zwischen 300-600 cm/d, bei einer Dränagentiefe von 50 cm zwischen 150-300 cm/d. Damit liegen die Verlagerungsgeschwindigkeiten in den Makroporen nach Starkregenereignissen im Bereich der gemessenen k_f -Werte, die im Schnitt für die Ap-Horizonte bei 812 cm/d und die Sew/Sw-Horizonte bei 441 cm/d lagen. Über den gewählten Ansatz der Abflußspitzenanalyse kann auf einfache Weise präferentieller Fluß nachgewiesen werden und annähernd die maximale Verlagerungsgeschwindigkeit im Einzugsgebiet abgeschätzt werden. Eine quantitative Bestimmung des Makroporenflusses erscheint dagegen nicht zulässig, da dieser aufgrund des großen Abstandes der Sauger unterschätzt wird. Es ist zu vermuten, daß ein großer Teil des präferentiellen Flusses zwischen den Saugern verläuft.

6.3.3 Stoffausträge am Standort „Schornbusch“ über die Dränagen

Während der winterlichen Versickerungsperioden wurden die Stickstoff- und DOC-Konzentrationen des Dränagenwassers bestimmt, um die Stickstoff- und DOC-Austräge am Standort Schornbusch abschätzen zu können. Die Stoffausträge über die Dränage sind Grundlage zur Bewertung der Beeinflussung des Einzugsgebietes durch die landwirtschaftliche Nutzung und stellen eine wichtige Interpretationshilfe für die Beurteilung der Stickstoffauswaschung am Standort Schornbusch dar.

Tab. 6-3: Stickstoff- und DOC-Austräge am Standort Schornbusch über den Drainageabfluß in Quartalen.

Quartal	4.96	1.97	2.97	3.97	4.97	1.98	2.98
Q (mm)	22,9	85,7	7,3	0,9	29,6	67,5	4,9
Austrag (kg/N/ha)	5,1	14,8	0,7	0	3,8	20,6	1,0
Austrag (kg/DOC/ha)	1,6	3,4	0,3	0	1,0	2,7	0,2

Unter den Bedingungen der betrachteten Untersuchungsjahre (keine extreme Trockenheit und keine erhöhten Niederschläge) kann angenommen werden, daß in der winterlichen Versickerungsperiode (Summe des 4. und 1. Quartal) ca. 20 bis 25 kg/ha Stickstoff über die Dränagen in den Vorfluter ausgetragen werden und dort zu einer Erhöhung der Stickstoffbelastung führen (Tab. 6-3).

Dabei liegt die durchschnittliche **Nitrat-N-Konzentration im Dränagenwasser** mit 14,7 mg/l unter der durchschnittlichen Nitrat-N-Konzentration in der Bodenlösung der Teilflächen Ober- und Mittelhang (36,7 bzw. 26,9 mg/l) in der Meßtiefe 130 cm (Abb. 6-7). Die Nitrat-N-Konzentration in der Bodenlösung der Teilfläche Unterhang liegt mit 13,4 mg/l auf vergleichbarem Niveau mit der durchschnittlichen Nitrat-N-Konzentration des Dränagewassers. Die im Vergleich zu den Teilflächen Ober- und Mittelhang niedrigen Nitrat-N-Konzentrationen im Dränagenwasser sind ein Hinweis auf Verdünnungseffekte durch weniger belastetes Hangzugwasser der angrenzenden Waldgebiete (vgl. Kap. 4.2). Nach den Kenngrößen der allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) liegen die Nitrat-N-Konzentrationen jedoch um den Faktor 8,3 über dem Schwellenwert für die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet), so daß vom Dränagewasser eine Belastung für den Vorfluter zu erwarten ist. Im zeitlichen Verlauf der Nitrat-N-Konzentration im Dränagenwasser ist ein saisonaler Jahresgang zu erkennen (Abb. 6-7). Die Nitrat-N-Konzentration steigt zu Beginn der winterlichen Versickerungsperiode an und fällt im Frühjahr und Sommer mit einsetzenden Stickstoffentzügen der Pflanzen ab. Das hohe Ausgangsniveau zu Beginn der winterlichen Versickerungsperiode ist dadurch zu erklären, daß das in der sommerlichen Trockenperiode durch Aufkonzentrierung im Bodenwasser angereicherte Nitrat mit den ersten Niederschlagsereignissen verlagert wird. Im weiteren Verlauf der winterlichen Versickerungsperiode haben Niederschlags- und Hangzugwasser einen größeren Einfluß auf das Dränagenwasser, was zu einem Verdünnungseffekt des Sicker- und Dränagenwassers führt, so daß die Nitrat-N-Konzentrationen im Dränagewasser sinken.

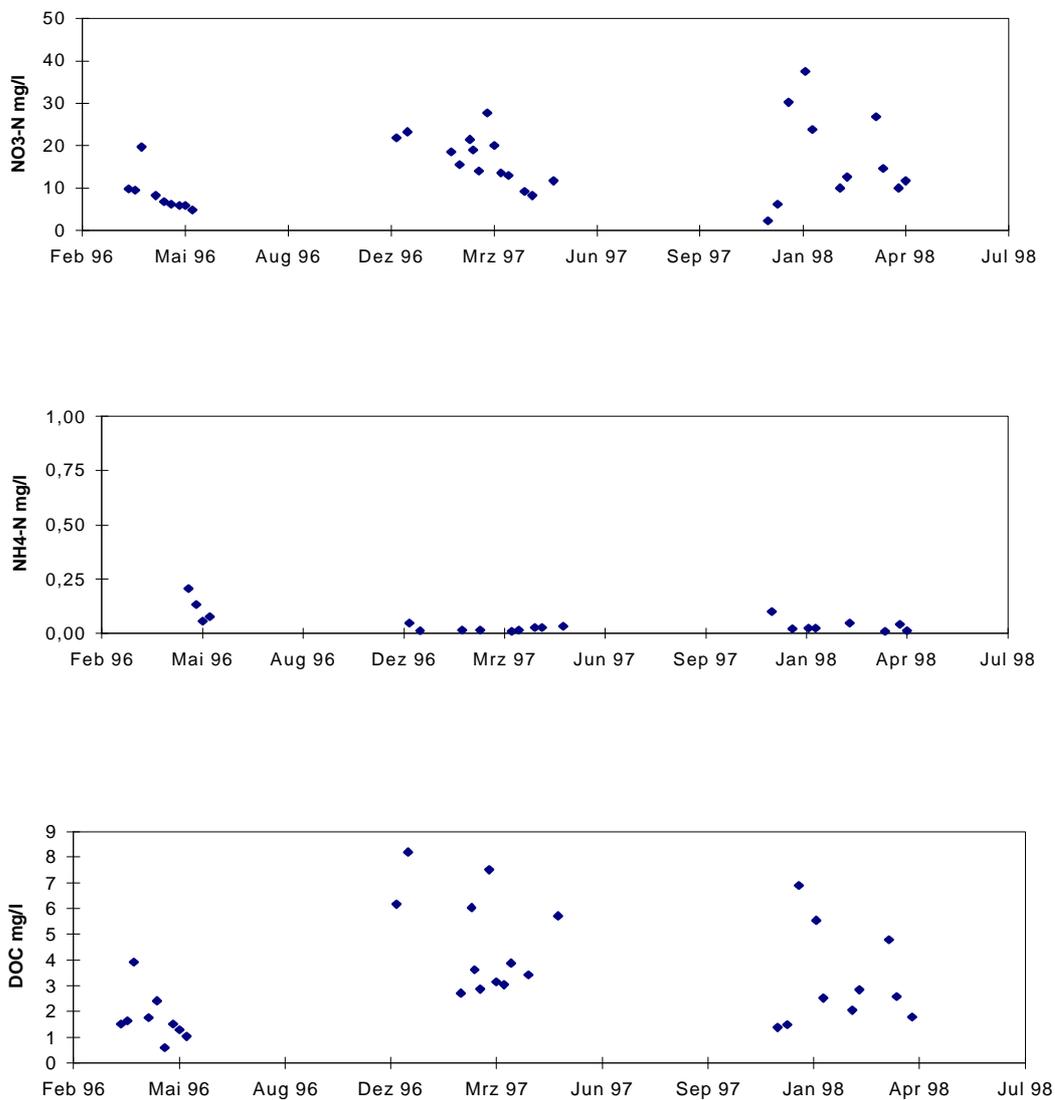


Abb. 6-7: Stoffkonzentrationen in der Dränage am Standort Schornbusch.

Die **Ammonium-N-Konzentration im Dränagewasser** (Abb. 6-7.) ist mit durchschnittlich 0,03 mg/l nach den Kenngrößen der allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) sehr niedrig und liegt unter dem geforderten Schwellenwert für die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet). Zum Teil lagen die Ammonium-N-Konzentrationen unter der Nachweisgrenze.

An allen Teilflächen waren die Ammonium-N-Konzentrationen der Bodenlösung (Unterhang 0,57 mg/l, Mittelhang 1,32 mg/l, Oberhang 1,42 mg/l) größer als der nachgewiesene Durchschnittswert. Ein Jahresgang, wie bei der Nitrat-N-Konzentration beschrieben, ist nicht zu erkennen.

Der durchschnittliche jährliche DOC-Austrag über die Dränagen ist mit ca. 5 kg/ha im Vergleich zu den mittleren DOC-Gehalten im Ap-Horizont (Auen 93,9 kg/ha, Schornbusch zwischen 172,7 und 199,3 kg/ha) sehr gering (Tab. 6-3). Die durchschnittliche **DOC-Konzentration im Dränagewasser** ist mit 3,1 mg/l nach Kenngrößen der allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) (1991) als niedrig einzustufen. Der Schwellenwert für die Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) wird nicht überschritten. Die durchschnittlichen DOC-Konzentrationen aller Teilflächen (Unterhang 14,3 mg/l, Mittelhang 61,9 mg/l, Oberhang 50,3 mg/l) liegen in der Meßtiefe von 130 cm um ein Vielfaches darüber. Der Jahresgang der DOC-Konzentration ähnelt dem Jahresgang der Nitrat-N-Konzentration (Abb. 6-7).

Durch eine Korrelationsanalyse (Korrelationskoeffizient nach Pearson) konnte ein statistisch signifikanter Zusammenhang ($r = 0,788^{**}$) zwischen der DOC- und Nitrat-N-Konzentration im Dränagewasser gefunden werden. Es ist anzunehmen, daß in Phasen guter Substratverfügbarkeit im Stauwasserbereich die Mineralisationraten steigen und dadurch der Zusammenhang von hohen Stickstoff- und DOC-Konzentrationen im Dränagewasser zu erklären ist.

6.4 Stickstoffbilanzen der Standorte „Auen“ und „Schornbusch“

6.4.1 Datenbasis und Berechnung der Stickstoffbilanzen

Die Stickstoffbilanzen der Standorte Auen und Schornbusch dienen der quantitativen Abschätzung der Stickstoffdynamik. Mit einer Stickstoffbilanz ist es außerdem möglich zu klären, ob über den Bilanzzeitraum auf einer gegebenen Fläche ein Gleichgewicht besteht, ob Zehrung am Stickstoffvorrat oder Anreicherungswirtschaft betrieben wird (GISI et al. 1997). Als **Bilanz (B)** wurde die Differenz zwischen dem **Stickstoffimport (I)** und dem **Stickstoffexport (E)** für einen Gesamtbilanzierungsraum von drei Jahren angegeben und interpretiert. Durch den Berechnungszeitraum von drei Jahren war es möglich, an beiden Standorten eine für die Region typische Fruchtfolge (Zuckerrübe, Winterweizen, Winterweizen/Wintergerste) zu erfassen und beide Standorte bei unterschiedlichen landwirtschaftlichen Managements (versetzte Rotation) zu vergleichen.

Die in den Tabellen (Tab. 6-4 bis 6-7; in Kap. 6.4.3) angegebenen Werte für den N_{\min} -Vorrat wurden durch regelmäßige Bohrungen vor und nach der winterlichen Versickerungsperiode ermittelt. Die Angaben des N_{\min} -Vorrates werden nach Ap-Horizont ($A_p < 30$ cm), Bodenprofil bis 90 cm Tiefe unterhalb Ap-Horizont (S_w bzw. $S_d < 90$ cm) und Restprofil bis 198 cm Tiefe unterhalb 90 cm (S_w bzw. $S_d > 90$ cm) differenziert angegeben. In der Zeile „Summe < 90“ ist der N_{\min} -Vorrat aus den ersten 90 cm Tiefe zusammengefaßt, der für die Einschätzung der Frühjahrsdüngung von Bedeutung ist. Die Verlagerung aus dem Ap-Horizont (Verlagerung A_p) ist aus der durchschnittlichen N_{\min} -Konzentration der Bodenlösung des Ap-Horizontes und der mit CASCADE berechneten Versickerung berechnet worden. Bei den angegebenen Werten wurde nicht nach lateraler und vertikaler Verlagerung unterschieden.

Als **Importgrößen (I)** wurden in den Tabellen 6-4 bis 6-7 mineralische und organische Düngung, Ernterückstände, Niederschlag, biologische N-Fixierung und Saatgut berücksichtigt. Die Bilanzgrößen für die mineralische und organische Düngung beruhen auf Angaben der Landwirte. Als Ernterückstände wurde bei Zuckerrübe der Stickstoffzug der Rübenblätter, bei den Halmfrüchten der Stickstoffzug der Stoppelmasse (20%) bilanziert; das Stroh wurde auf allen Flächen abgefahren. Die Stickstoffeinträge über Freilandniederschlag, biologische N-Fixierung und Saatgut wurden nach den FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU (1993) abgeschätzt.

Als **Exportgrößen (E)** wurden Pflanzenentzug, Auswaschung und Denitrifikation in die Bilanz einbezogen. Die Pflanzenentzüge wurden in den Jahren 1996 und 1997 von TRIMBORN (2000) für jede Teilfläche einzeln bestimmt. Im Jahr 1998 wurden für den Pflanzenentzug Schätzwerte aus den FAUSTZAHLEN FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU (1993) übernommen. Am Standort Schornbusch wurde an den Teilflächen Ober- und Mittelhang aufgrund der Mindererträge der Jahre 1996 und 1997 im Vergleich zur Teilfläche Unterhang für das Jahr 1998 ein Abschlag von 25 % vorgenommen. Die Auswaschung der einzelnen Teilflächen wurde aus den Grundwasserneubildungsraten und der durchschnittlichen N_{\min} -Konzentration der Bodenlösung in 130 cm Meßtiefe berechnet. Soweit für einen Monat keine Meßwerte für die N_{\min} -Konzentration bzw. Simulationsergebnisse der Grundwasserneubildung vorlagen wurden die mittleren N_{\min} -Konzentration bzw. Grundwasserneubildungsraten vergleichbarer Monate verwendet. Die Denitrifikationsraten wurde über eine multiple Regression berechnet.

6.4.2 Schätzung der Denitrifikationsraten über eine multiple Regression

Dem theoretischen Modell der Regressionsanalyse liegt die aus den Freiland- und Laborergebnissen abgeleitete Vorstellung zugrunde, daß sowohl Parameter der Bodenwasserhaushaltsdynamik als auch Parameter des N-Umsatzes die N₂O-Emissionen auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen steuern. In einem ersten Schritt wurden über Korrelationsanalysen die Parameter ermittelt, die den größten Einfluß auf die N₂O-Emissionen im Freiland hatten. Danach wurden einzelne Parameter der Bodenwasserhaushaltsdynamik und Parameter des N-Umsatzes als unabhängige Variable in ein Regressionsmodell eingegeben (Berechnung erfolgte mit Hilfe der Statistiksoftware SPSS 8.0 mit der Methode „Einschluß“). Das Urteil über die eingesetzten unabhängigen Variablen wurde von statistischen und modelltheoretischen Prüfkriterien abhängig gemacht. Auf ein automatisches Auswahlverfahren wurde verzichtet, weil dieses das Auswahlproblem der subjektiven Beurteilung des Benutzers entzieht und statt dessen eine scheinbare objektive Auswahl vornimmt (BROSIUS 1998).

Die so gefundene Regressionsgleichung besteht aus der abhängigen Variable N₂O-Emission und den erklärenden Variablen DOC-Gehalt, C_{mik}/N_{mik}-Verhältnis, einem Wechselfeuchteparameter und der mittlere Saugspannung der Meßtiefen 10 und 30 cm.

$$\text{N}_2\text{O-Emission} = -1146,98 + 6,72 * (\text{DOC}) + 195,45 * (\text{C/N}) + 377,00 * (\text{WF}) + -0,246 * (\psi_{10/30})$$

n = 52, r = 0,8***, r² = 0,64***

N ₂ O-Emissionen	=	N ₂ O-Emission in µg N/m ² /h
DOC ¹	=	DOC-Gehalt des Ap-Horizontes in kg/ha
C/N ¹	=	C _{mik} /N _{mik} -Verhältnis
WF	=	Häufigkeit der Feuchtwchsel über oder unter Feldkapazitätsgrenze für den Zeitraum von 2 Tagen auf Tagesbasis
ψ _{10/30}	=	mittlere Saugspannung der Meßtiefen 10 und 30 cm in hPa

Bei einem Vergleich der gemessenen zu geschätzten Denitrifikationsraten wurde für die Teilflächen Ober- und Unterhang ein Korrelationskoeffizient von r² = 0,82 (n = 16) bzw. r² = 0,79 (n = 16) ermittelt (Abb 6-8 und 6-9). Aufgrund der geringen Datenbasis (Denitrifikationsmessungen im Freiland, vgl. Kap. 4.6), die in die Regressionsgleichung einfloß, sind am Standort Auen und der Teilfläche Mittelhang die Korrelationen mit r² = 0,53 (n = 8) bzw. 0,37 (n = 12) weniger stark ausgeprägt (Abb. 6-10 und 6-11). Da die entscheidenden Bedingungen für das Regressionsmodell erfüllt und der saisonale Verlauf und die Höhe der Jahresemissionen plausibel sind, wurden die berechneten Werte in die Bilanz aufgenommen.

¹ Die Werte für DOC-Gehalt und C_{mik}/N_{mik}-Verhältnis sowie die N₂O-Emissionen wurden von Dipl.-Ing. agr. M.Trimborn [DFG-Projekt: N-Umsatz auf Pseudogleyen] erarbeitet.

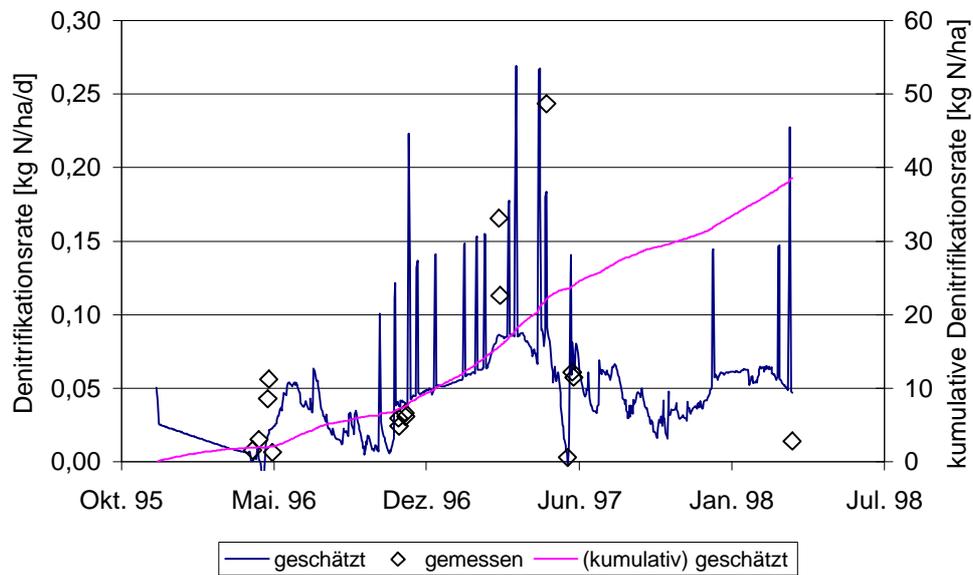


Abb. 6-8: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten an Teilfläche Oberhang.

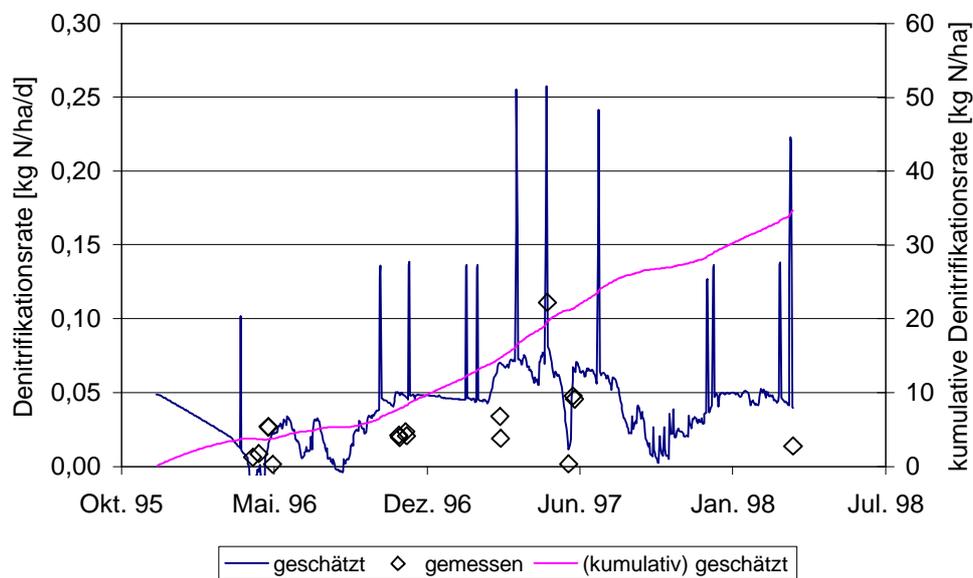


Abb. 6-9: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten an Teilfläche Unterhang.

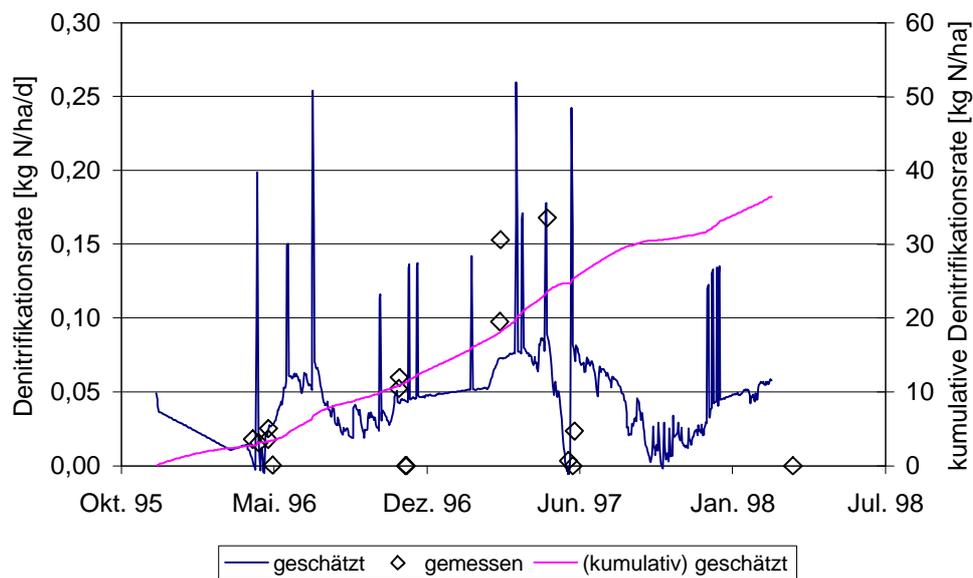


Abb. 6-10: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten an Teilfläche Mittelhang

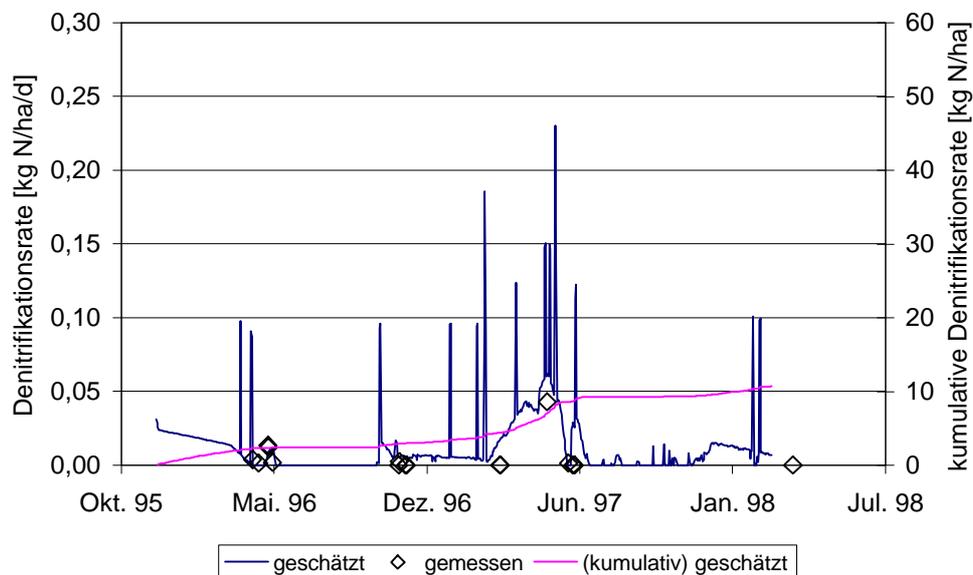


Abb. 6-11: Vergleich zwischen gemessenen und geschätzten Denitrifikationsraten am Standort Auen.

6.4.3 Ergebnisse der Stickstoffbilanzen der Standorte „Auen“ und „Schornbusch“

Am **Standort Auen** ist in den Jahren 1996 und 1997 mit der Hauptfrucht Winterweizen bzw. Wintergerste das Jahressaldo mit -11,7 und -15,0 kg/ha in beiden Bilanzjahren negativ (Tab. 6-4). Im Jahre 1998 ist es mit der Hauptfrucht Zuckerrübe mit 70,3 kg/ha dagegen positiv, so daß die negativen Salden der Jahre 1996 und 1997 ausgeglichen werden und mit 43,6 kg/ha eine positive Bilanzsaldo über den betrachteten Zeitraum von drei Jahren festzustellen ist. Die Stickstoffimporte über die mineralische Düngung übertreffen in keinem Bilanzjahr die Stickstoffexporte, so daß am Standort Auen keine Anreicherungswirtschaft oder Bodenüberdüngung stattfindet. Die Stickstoffexporte erfolgen fast ausschließlich durch Pflanzenentzüge. Stickstoffentzüge durch Auswaschung (11 bis 12 kg/ha) und Denitrifikation (3 bis 6 kg/ha) sind im Vergleich zu den Teilflächen des Standortes Schornbusch sehr gering. Sie machen ca 10 % des eingebrachten Düngerstickstoffes aus und sind wirtschaftlich von geringer Bedeutung. Die Hauptauswaschung findet in den Monaten Januar bis April in der Zeit der größten Grundwasserneubildung statt (vgl. Kap. 6.1). Die Hauptdenitrifikationsperiode ist in den Monaten März bis Juni im Frühjahr bei Vegetationsbeginn festzustellen (vgl. Kap. 6.4.2).

Wie am Standort Auen führt der Anbau von Halmfrüchten an den Teilflächen des **Standortes Schornbusch** zu negativen Bilanzsalden und der Anbau von Zuckerrübe zu positiven (Tab. 6-5 bis Tab. 6-7). Der Stickstoffexport ist am Standort Schornbusch an den Teilflächen Ober- und Unterhang jedoch im gesamten Bilanzzeitraum größer als der Stickstoffimport, so daß an diesen Teilflächen negative Bilanzsalden festzustellen sind. Die Stickstoffbilanz an der Teilfläche Mittelhang ist ausgeglichen. Die Teilflächen Ober-, Mittel- und Unterhang unterscheiden sich in den einzelnen Bilanzgrößen wie folgt:

An den Teilflächen Ober- und Mittelhang sind die **Pflanzenentzüge** in den Bilanzjahren 1996 und 1997 um ca. 25% geringer als an der Teilfläche Unterhang. Die **Ernterückstände**, die dem Schlag durch Abfuhr nicht entzogen werden, sind in ihrer Höhe von den Pflanzenentzügen abhängig und führen wiederum an allen Teilflächen zu einer Erhöhung der Bilanzsalden. Die Stickstoffverluste über die **Denitrifikation** sind wie am Standort Auen von geringer wirtschaftlicher Bedeutung. Die Denitrifikationsraten sind an den Teilflächen Ober- und Mittelhang in allen Bilanzjahren höher als an der Teilfläche Unterhang. An allen Untersuchungsflächen ist die Denitrifikation im Bilanzjahr 1996 wegen der geringen Bodenfeuchte und geringen Häufigkeit von Wechselfeuchtephasen am niedrigsten. Sehr großen Einfluß auf die negativen Bilanzsalden haben die Stickstoffverluste durch die lateralen und vertikalen Stoffverlagerungen.

Tab. 6-4: Stickstoffbilanz am Standort Auen von 1996 bis 1998; alle Angaben in kg/ha.

Hauptfrucht: Winterweizen	Jan 96	Feb 96	Mrz 96	Apr 96	Mai 96	Jun 96	Jul 96	Aug 96	Sep 96	Okt 96	Nov 96	Dez 96	Summe
Nmin-Vorrat													
Ap < 30cm					58,1						57,3		
Sw < 90cm					32,3						24,9		
Sw > 90cm					18,6						11,3		
Verlagerung Ap zu Sw					0	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Summe <90 cm	0,0	0,0	0,0	0,0	90,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	82,2	0,0	
Importgrößen (I)													
Düngung			60		50	50							160
Ernterückstände								51,4					51,4
Niederschlag	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	30
N-Fixierung	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	6
Saatgut										12			12
Summe	3	3	63	3	53	53	3	54,4	3	15	3	3	259,4
Exportgrößen (E)													
Pflanzenentzug	0	0	26	26	64	64	64	13	0	0	0	0	257
Auswaschung	1,6	3	3,4	2,7	0,2	0	0	0	0	0	0	0,3	11,2
Denitrifikation	0,6	0,5	0,5	0,2	0,1	0	0	0	0,2	0,3	0,2	0,3	2,9
Summe	2,2	3,5	29,9	28,9	64,3	64	64	13	0,2	0,3	0,2	0,6	271,1
Bilanz (B) B = I - E	0,8	-0,5	33,1	-25,9	-11,3	-11	-61	41,4	2,8	14,7	2,8	2,4	-11,7

Hauptfrucht: Wintergerste	Jan 97	Feb 97	Mrz 97	Apr 97	Mai 97	Jun 97	Jul 97	Aug 97	Sep 97	Okt 97	Nov 97	Dez 97	Summe
Nmin-Vorrat													
Ap < 30cm		27,9			15,1						13,1		
Sw < 90cm		21,5			5,4						5,1		
Sw > 90cm		4,4			13,4						5,4		
Verlagerung Ap zu Sw	1,2	10,1	3,8	2,4	0	0	0	0	0	0	0	3,4	
Summe <90 cm	0,0	49,4	0,0	0,0	20,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	18,2	0,0	
Importgrößen (I)													
Düngung			50		40	40							130
Ernterückstände								43,9					43,9
Niederschlag	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	30
N-Fixierung	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	6
Saatgut										12			12
Summe	3	3	53	3	43	43	3	46,9	3	15	3	3	221,9
Exportgrößen (E)													
Pflanzenentzug	0	0	22	22	55	55	55	10,3	0	0	0	0	219,3
Auswaschung	0,7	5,5	2,1	1,3	0	0	0	0	0	0	0	1,8	11,4
Denitrifikation	0,2	0,7	0,9	1,2	2,1	0,6	0	0	0	0	0,1	0,4	6,2
Summe	0,9	6,2	25	24,5	57,1	55,6	55	10,3	0	0	0,1	2,2	236,9
Bilanz (B) B = I - E	2,1	-3,2	28	-21,5	-14,1	-12,6	-52	36,6	3	15	2,9	0,8	-15

Hauptfrucht: Zuckerrübe	Jan 98	Feb 98	Mrz 98	Apr 98	Mai 98	Jun 98	Jul 98	Aug 98	Sep 98	Okt 98	Nov 98	Dez 98	Summe
Nmin-Vorrat													
Ap < 30cm				73,7									
Sw < 90cm				11,8									
Sw > 90cm				13,3									
Verlagerung Ap zu Sw	4,6	0,7	8,4	7,4	0,7								
Summe <90 cm	0,0	0,0	0,0	85,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Importgrößen (I)													
Düngung			80		50								130
Ernterückstände											60		60
Niederschlag	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	30
N-Fixierung	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	6
Saatgut										12			12
Summe	3	3	83	3	53	3	3	3	3	15	63	3	238
Exportgrößen (E)													
Pflanzenentzug	0	0	0	0	10	50	45	30	7,5	7,5	0	0	150
Auswaschung	2,5	0,4	4,6	4	0,4	0	0	0	0	0	0	1	12,9
Denitrifikation	0,5	0,6	0,7	0,7	1,1	0,3	0	0	0,1	0,2	0,2	0,4	4,8
Summe	3	1	5,3	4,7	11,5	50,3	45	30	7,6	7,7	0,2	1,4	167,7
Bilanz (B) B = I - E	0	2	77,7	-1,7	41,5	-47,3	-42	-27	-4,6	7,3	62,8	1,6	70,3
Bilanz von 1996-1998													43,6

alle Angaben in kg/ha

Die **Auswaschungsraten** an der Teilfläche Oberhang (53-97 kg/ha) und Mittelhang (32-70 kg/ha) machen bis zu 57 % bzw. 47 % des eingebrachten Düngerstickstoffes aus. Die Auswaschung an der Teilfläche Unterhang ist mit 6 bis 20 kg/ha sehr gering und mit den Auswaschungsraten des Standortes Auen zu vergleichen. Da die ermittelten Pflanzenentzüge an der Teilfläche Unterhang überdurchschnittlich hoch sind, ist damit zu rechnen, daß der größte Teil lateral zugeführt wird. Diese lateralen Zuschüsse wurden jedoch in der Bilanz der Teilfläche Unterhang nicht als Importgröße erfaßt, so daß die überdurchschnittlichen Erträge zu einem mit -28,4 kg/ha negativen Bilanzsaldo an der Teilfläche Unterhang führen. An der Teilfläche Oberhang ist die mit -89,5 kg/ha negative Stickstoffbilanz durch die Auswaschungsverluste zu erklären.

6.4.4 Abschätzung der Denitrifikationsleistungen des Stauwasserleiters bzw. -körpers an den Standorten „Auen“ und „Schornbusch“

Da im Rahmen der durchgeführten Geländeerhebungen keine in-situ-Messungen der Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich möglich waren, wurden die im folgenden aufgeführten Denitrifikationsraten der Stauwasserleiter und -körper aus der Bodenwasserhaushaltsbilanz und der Stickstoffkonzentration der Bodenlösung berechnet. Hierzu wurden die Stickstoffverluste zwischen der Untergrenze des Ap-Horizontes in 50 cm und dem Dränagenniveau in 100 cm Tiefe berechnet. Grundlage für die Bilanzierung ist die Annahme, daß Stickstoffverluste im Stauwasserbereich das Ergebnis von Stickstoffverlagerung, -entzug durch Pflanzen sowie Stickstoffaustrag über die Dränage und Denitrifikation im Stauwasserleiter und -körper sind. Demnach ist über die Berechnung der Stickstoffgehaltsdifferenzen zwischen den Meßtiefen im Stauwasserbereich eine Abschätzung der theoretisch zu erwartenden Denitrifikationsraten möglich, d.h. die theoretisch zu erwartende Denitrifikationsrate entspricht dem N-Gehalt der Bodenlösung in 50 cm Meßtiefe abzüglich dem N-Gehalt der Bodenlösung in 100 cm Meßtiefe. Im folgenden werden die Stickstoffentzüge durch die Pflanzen bei der Berechnung der Denitrifikationsleistung des Stauwasserbereiches nicht berücksichtigt, da zum einen die pflanzlichen Stickstoffentzüge im Herbst- und Winterquartal nur eine geringe Rolle spielen und zum anderen für das Sommerquartal keine Denitrifikationsraten berechnet wurden (Tab. 6-8).

Die Abbildung 6-12 zeigt für den Zeitraum von Juni 1996 bis Mai 1998 die Kumulation der berechneten Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich zwischen 50 und 100 cm Tiefe und die Pflanzenentzüge für die Standorte Auen und Schornbusch als Summenkurven. Der Standort Schornbusch wird nach den Teilflächen Ober- und Unterhang differenziert. Für den

Standort Schornbusch wurden die mittleren Pflanzenentzüge dargestellt. Soweit möglich wurde mit den mittleren N_{\min} -Konzentrationen gerechnet. Wenn keine Meßwerte vorlagen oder durch Düngeereignisse bedingt vereinzelt Extremwerte auftraten, wurde auf die mittlere N_{\min} -Konzentration der gesamten Meßperiode zurückgegriffen. An der Teilfläche Oberhang war für die winterliche Versickerungsperiode 1997/1998 keine Bilanzierung der Denitrifikationsverluste möglich, da aufgrund von Stickstoffverlagerung im Profil keine Stickstoffverluste berechnet werden konnten. Die Teilfläche Mittelhang wurde nicht bilanziert, da zwischen der Meßtiefe 50 und 100 cm der Übergang zwischen Stauwasserleiter und -körper verläuft und die vertikale Verlagerung durch laterale Zuschüsse oder Verluste überlagert wird.

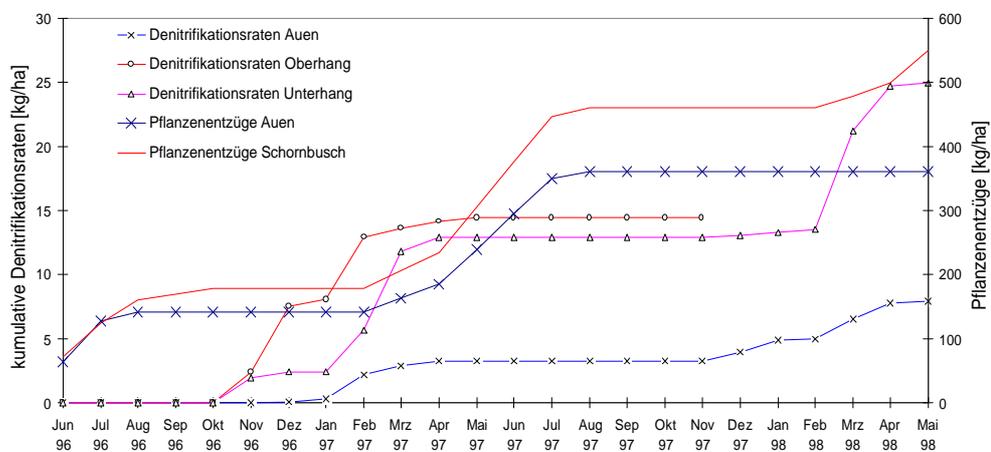


Abb. 6-12: Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich zwischen 50 und 100 cm Tiefe für die Standorte Auen und Schornbusch als Summenkurven.

Am Standort Auen beträgt im Bilanzzeitraum von Oktober 1996 bis April 1998 die berechnete Denitrifikation im Sw-Horizont für die Versickerungsperiode 1996/1997 3,3 kg/ha und für die Versickerungsperiode 1997/1998 4,6 kg/ha (Tab. 6-8). Am Standort Auen werden in der Versickerungsperiode 1996/1997 im Durchschnitt 18 % und in der Versickerungsperiode 1997/1998 17 % der Stickstoffgehalte im Sickerwasser zwischen 50 cm und 100 cm Tiefe durch Denitrifikation abgebaut. Damit ist die Denitrifikationsleistung des Sw-Horizontes zwischen 50 und 100 cm in etwa der durchschnittlichen Denitrifikationsleistung des Ap-Horizontes gleichzusetzen, die für die drei Bilanzjahre 1996 bis 1998 am Standort Auen mit 4,6 kg/ha berechnet worden ist (vgl. Kap. 6.4.3). Die höchsten Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich von 1 bis 2 kg/ha wurden am Standort Auen in den Monaten Februar und März ermittelt. Am Standort Auen sind demnach zum Ende des Winters und zum Beginn des Früh-

jahrs infolge winterlicher Stickstoffverlagerung und daraus resultierender erhöhter Stickstoffgehalte im Stauwasserbereich die besten Denitrifikationsbedingungen gegeben.

Die für den Bilanzzeitraum von Oktober 1996 bis April 1998 berechnete Denitrifikation im Stauwasserleiters bzw. -körpers am **Standort Schornbusch** liegt zwischen 12 und 14 kg/ha. Die Denitrifikationsleistung des Stauwasserbereichs liegt am Standort Schornbusch demnach unterhalb der Denitrifikationsleistung des Ap-Horizontes, die für die drei Bilanzjahre 1996-1998 mit 16,1 kg/ha berechnet worden ist. Deutliche Unterschiede zwischen den Teilflächen Ober- und Unterhang werden bei der Betrachtung der relativen Denitrifikationsraten deutlich. Im Sd-Horizont wurden in der Versickerungsperiode 1996/1997 24 % der Stickstoffgehalte im Sickerwasser von 50 cm bis 100 cm Tiefe durch Denitrifikation abgebaut. Im Sw-Horizont der Teilfläche Unterhang wurde in der Versickerungsperiode 1996/1997 mit 59 % und in der Versickerungsperiode 1997/1998 mit 60 % mehr als das doppelte des Stickstoffgehaltes durch Denitrifikation abgebaut.

Tab. 6-8: Denitrifikationsverluste im Stauwasserbereich zwischen 50 und 100 cm in kg/ha und in % vom Stickstoffgehalt in 50 cm Meßtiefe

	Auen Denitrifikationsverluste in kg/ha	Oberhang Denitrifikationsverluste in kg/ha	Unterhang Denitrifikationsverluste in kg/ha	Auen Denitrifikationsverluste in %	Oberhang Denitrifikationsverluste in %	Unterhang Denitrifikationsverluste in %
Jun 96	0	0	0			
Jul 96	0	0	0			
Aug 96	0	0	0			
Sep 96	0	0	0			
Okt 96	0	0	0			
Nov 96	0	2,4	1,9		25,9	68,8
Dez 96	0,1	5,1	0,5	20	16,6	61,5
Jan 97	0,2	0,5	0	16,7	25,9	
Feb 97	1,9	4,9	3,3	18,8	23,7	29,3
Mär 97	0,7	0,7	6,1	18,4	5,3	67,9
Apr 97	0,4	0,5	1,1	16,7	31,6	67,9
Mai 97	0	0,3	0		37,9	
Σ 1996/1997	3,3	14,4	12,9	Ø 18,1	Ø 23,8	Ø 59,1
Jun 97	0		0			
Jul 97	0		0			
Aug 97	0		0			
Sep 97	0		0			
Okt 97	0		0			
Nov 97	0		0			
Dez 97	0,7		0,1	20,6		42,9
Jan 98	0,9		0,3	19,6		19,8
Feb 98	0,1		0,2	14,3		85,2
Mär 98	1,5		7,6	17,9		76,6
Apr 98	1,3		3,6	17,6		63,9
Mai 98	0,1		0,2	14,3		68,8
Σ 1997/1998	4,6		12,0	Ø 17,4		Ø 59,5

Über den gewählten Bilanzierungsansatz können nur maximal mögliche Denitrifikationsraten erfaßt werden. Da die berechneten Denitrifikationsraten des Stauwasserbereichs auf vergleichbarem oder niedrigerem Niveau lagen als die gemessenen Denitrifikationsraten des Ap-Bereichs, kann davon ausgegangen werden, daß die aktivsten Denitrifikationszonen zum einen im Ap-Horizont und zum anderen im Übergang vom Ap-Horizont zum Stauwasserbereich des Sw- bzw. Sd-Horizontes liegen. Die Bilanzierungsergebnisse der Denitrifikationsleistung des Stauwasserbereichs stehen im Einklang mit den Ergebnissen der Bodensäulenexperimente (vgl. Kap. 5).

6.5 Abfluß-, Stickstoff- und DOC-Dynamik des angrenzenden Vorfluters „Eschbach“

Während der Untersuchungsperiode wurden der Abfluß, die Stickstoff- und DOC-Konzentration im Wasser des angrenzenden Vorfluters „Eschbach“ erfaßt, um den Einfluß lateraler Stoffeinträge zu bestimmen.

Die **Abflußdynamik des Vorfluters** zeigt einen saisonalen Jahresgang mit niedrigen Abflüssen im Sommer und hohen Abflüssen im Winter (Abb. 6-13). Trotz der zum Teil sehr niedrigen Abflüsse in der sommerlichen Trockenphase (Minimum 0,14 l/s) ist kein Trockenfallen des Vorfluters während der gesamten Meßperiode beobachtet worden. Das Minimum des durchschnittlichen Tagesabflusses liegt mit unter 1 l/s im Spätherbst nach der sommerlichen Trockenperiode. Das Maximum des Abflusses liegt im Frühjahr mit durchschnittlichen Werten zwischen 1 bis 2 l/s. Hohe Abflußwerte zwischen 3 bis 8 l/s sind ereignisbedingt und treten unmittelbar nach stärkeren oder langanhaltenden Niederschlägen auf.

Die Abbildung 6-14 zeigt einen Vergleich zwischen dem Abfluß vor (Eschbach A) bzw. hinter (Eschbach B) dem Einzugsgebiet des Standortes Schornbusch **ohne** den Einfluß der einmündenden Drainage. Ziel dieses Vergleiches ist es zu klären, inwieweit der Vorfluter durch laterales Zuströmen von Hangzugwasser in seiner Abflußdynamik beeinflusst wird. Der Vergleich wurde anhand der wöchentlich durchgeführten manuellen Gefäß- und Durchflußhöhenmessungen an den Meßwehren durchgeführt. Beim Vergleich des mittleren Abflusses wurden keine signifikanten (T-Test, α 0,05, 2-seitig) Unterschiede nachgewiesen. Im Durchschnitt liegt der Abfluß im Eintrittsbereich bei 1,1 l/s. In der Abbildung 6-14 werden die Differenzen des Abflusses vor und nach dem Einzugsgebietes für jeden Meßtermin dargestellt. Negative Werte zeigen einen Wasserverlust auf der Fließstrecke zwischen den Meßwehren an.

Da die Abflußmessungen manuell erfolgten, sind Abweichungen im Abfluß unter 0,1 l/s im Bereich der Meßgenauigkeit anzusetzen. Wasserverluste im Vorfluter sind in der sommerlichen Trockenperiode beobachtet worden und für die Region der Rheinbacher Lößplatte bekannt⁵. Der Grund für den Wasserverlust in den Sommermonaten ist sowohl im tiefliegenden Grundwasserspiegel als auch in der Verdunstung an der Gewässeroberfläche und im erhöhten Wasserentzug der Pflanzen zu sehen. Maximal betrug der Wasserverlust an einem Tag auf der Fließstrecke 0,7 l/s.

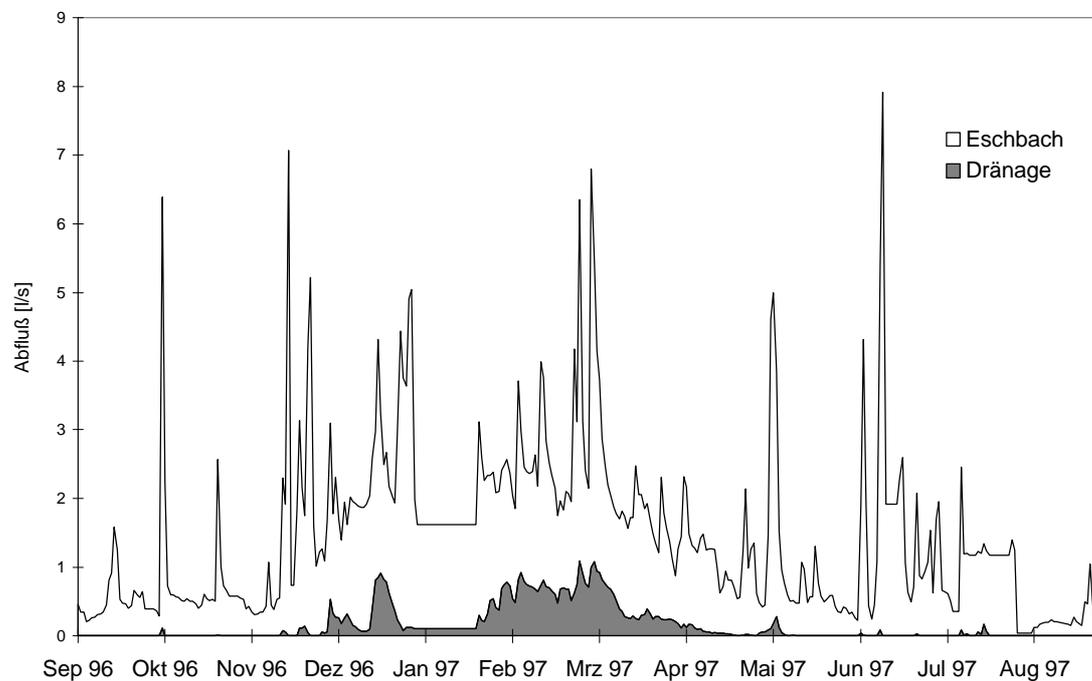


Abb. 6-13: Tagesmittelwerte des Abflusses am „Eschbach“ zuzüglich des Abflusses der Dränage am Standort Schornbusch.

⁵ Exkurs: Dieses Abflußverhalten ist für die Untersuchungsregion durchaus typisch und spiegelt sich zum Teil in den Bezeichnungen für die Ortsnamen wider. Der Stadtname Rheinbach kommt von reginbach und wurde 762 das erstmal erwähnt. Regin von althochdeutsch regan bedeutet Regenbach, d.h. ein Bach, der vorwiegend bei Regenwetter ausreichend Wasser führt (FLINK 1965).

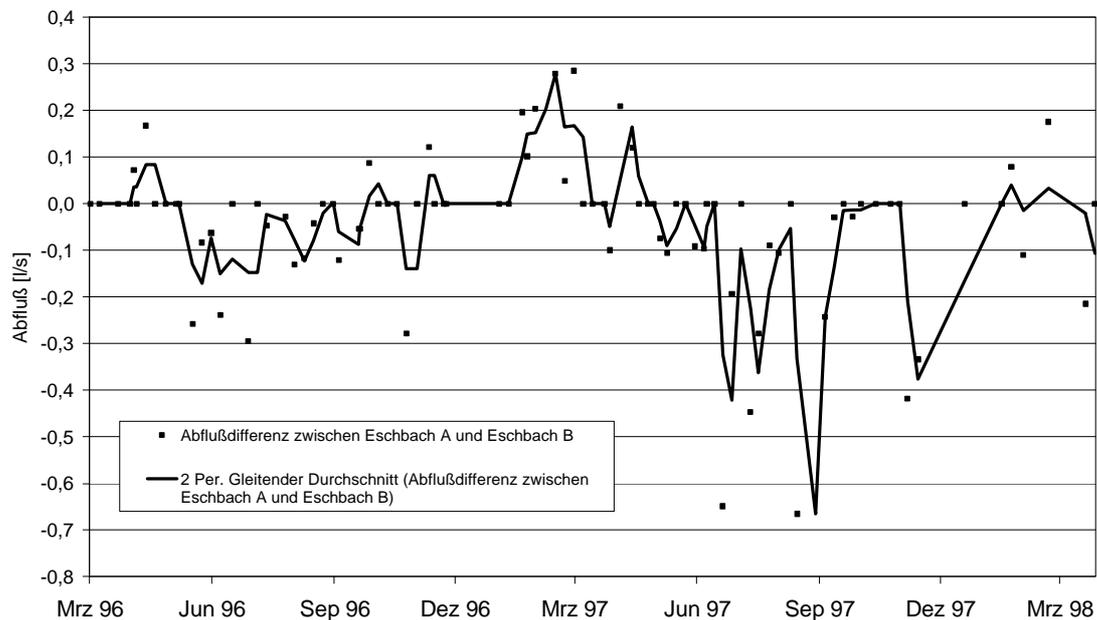


Abb. 6-14: Abflußdifferenzen zwischen Eschbach A und Eschbach B.

Ähnlich der Abflußdynamik liegt bei der **Stickstoffdynamik des Vorfluters** ein Jahresgang mit niedrigeren Stickstoffkonzentrationen im Sommer und höheren im Winter vor (Abb. 6-15).

Die Stickstoffdynamik des Vorfluters ist fast ausschließlich von der **Nitrat-N-Konzentration** abhängig.

Die Höhe der Nitrat-N-Konzentration wird vom Sickerwasser der angrenzenden Waldgebiete und von den einmündenden Dränagen bestimmt. Diese nimmt im Laufe der Fließstrecke **ohne** den Einfluß der einmündenden Dränage nicht signifikant zu. Im Jahresgang gehen höhere Nitrat-N-Konzentrationen mit höheren Abflüssen zusammen. Der erhöhte Abfluß bedeutet eine stärkere Versickerung in den angrenzenden Waldgebieten. Mit der höheren Versickerung finden auch verstärkt Stickstoffeinträge in den Vorfluter statt, die sich in der höheren Konzentration bemerkbar machen. Im Durchschnitt liegen die Nitrat-N-Konzentrationen zwischen 0,5 und 2,0 mg/l und sind damit als niedrig zu bewerten. Nach den Kenngrößen der allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) (1991) entspricht die Nitrat-N-Konzentration im Vorfluter am Eintrittspunkt des Einzugsgebietes Schornbusch der Gewässergüte II.

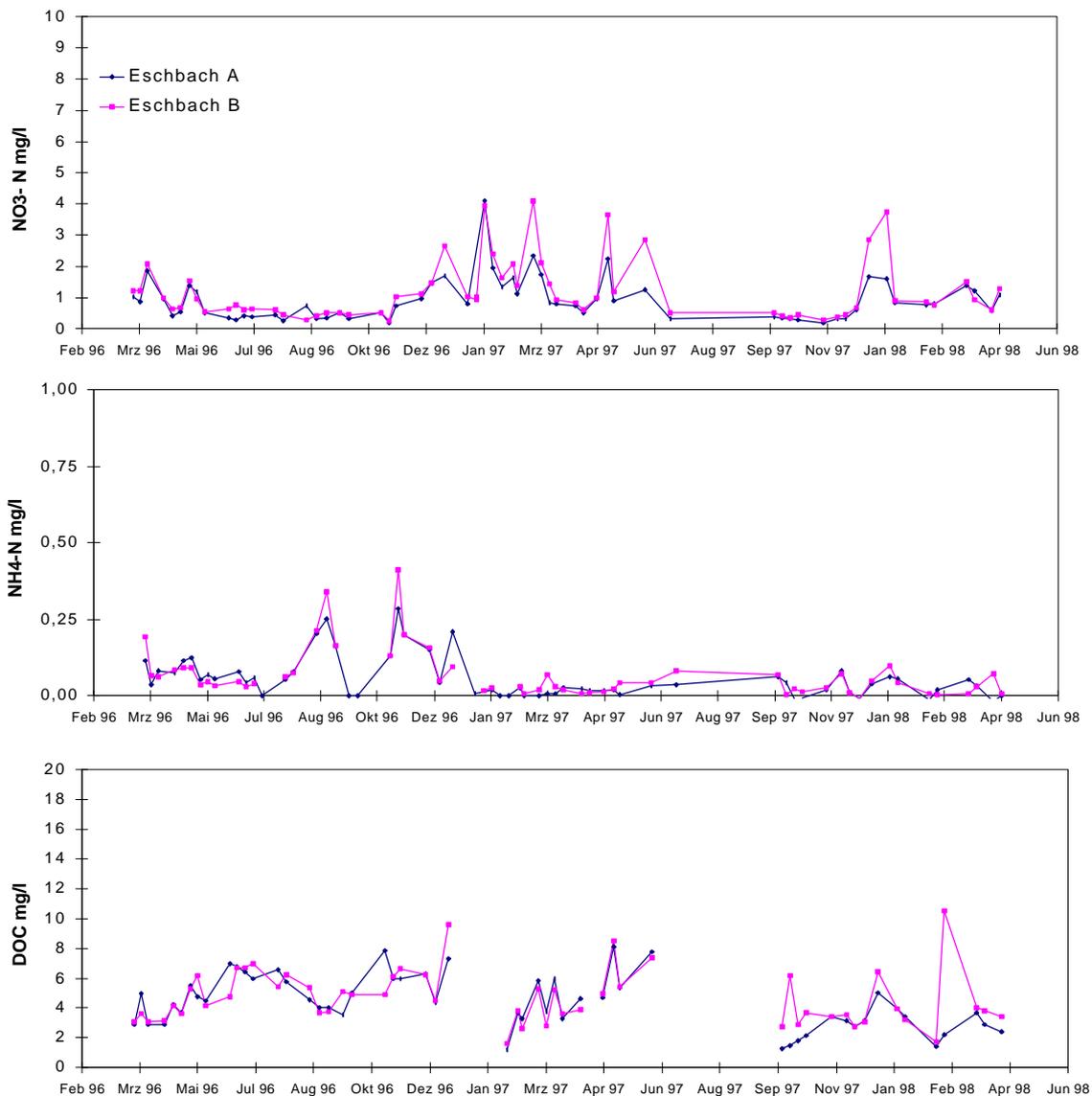


Abb. 6-15: Stoffkonzentrationen im Vorfluter „Eschbach“ am Standort Schornbusch.

Die **Ammonium-N-Konzentrationen** liegen im Durchschnitt unter 0,1 mg/l (z.T. unter der Nachweisgrenze) und während der gesamten Untersuchungsperiode nicht über 0,5 mg/l. Nach den Kenngrößen der allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) entspricht die Ammonium-N-Konzentration am Eintrittspunkt des Einzugsgebietes Schornbusch der Gewässergüte II. Aufgrund der niedrigen Ammonium-N-Konzentrationen konnten keine Jahrgänge im Abfluß nachgewiesen werden.

Eine saisonal bedingte **DOC-Dynamik** im Vorfluter konnte wegen der geringen Konzentrationsunterschiede um 5 mg/l nicht nachgewiesen werden (Abb. 6-15). Die DOC-Konzentration liegt nach Kenngrößen der allgemeinen Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA 1991) auf niedrigem Niveau.

Die Stickstoff- und DOC-Konzentrationen des Vorfluters sind wie oben gezeigt ohne den Einfluß der Dränagen gering. Auf der Fließstrecke vor der Dränageneinmündung können keine signifikanten (T-Test, α 0,05, 2-seitig) Veränderungen der Stickstoff- und DOC-Konzentrationen nachgewiesen werden. Die Stickstoff- und DOC-Konzentrationen werden demnach nicht durch laterale Einträge des Standortes Schornbusch beeinflusst.

Jedoch ist durch die Dränagen während der winterlichen Versickerungsperiode eine Veränderung der Abflußdynamik und Stickstoff-Konzentrationen nachzuweisen. Die **Veränderung der Abflußdynamik durch die Dränage** zeigt Abbildung 6-13. Es ist zu erkennen, daß der Abfluß des Vorfluters bei maximaler Dränagenschüttung im Zeitraum vom 1.9.1996 bis 31.8.1997 bis zu 1 l/s erhöht wurde. Für den Zeitraum vom 1.9.96 bis 31.8.97 (1.Jahr) wurde der durchschnittliche Abfluß des Eschbachs von 1,3 l/s auf 1,5 l/s um 7 % erhöht. Im Zeitraum größter Dränagenschüttung (Februar - April) wird der Abfluß des Eschbachs um ca. 30 % gesteigert.

Die **Veränderung der Stickstoffdynamik im Vorfluter durch die Dränage** wird durch den Eintrag von Nitrat-N verursacht. Für den Bilanzzeitraum vom 1.9.1996 bis 31.8.1997 wurde für den Vorfluter eine Stickstofffracht von 43 kg (1 mg/l Nitrat-N bei 1,36 l/s) berechnet. Durch die Dränage wird im Bilanzzeitraum am Standort Schornbusch (4,2 ha) 86,5 kg in den Vorfluter eingetragen (Tab. 6-3). Durch den Stickstoffeintrag wird die Stickstofffracht des Eschbachs verdoppelt.

Die Ammonium-N- und DOC-Konzentrationen des Dränagewassers liegen auf mit der Konzentration im Vorfluter vergleichbarem oder zum Teil niedrigerem Niveau. Die Einträge durch das Dränagewasser sind für den Eschbach von geringer Bedeutung und beeinflussen die Höhe der Konzentrationen nicht.

7 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse

7.1 Beziehungen zwischen der Bodenwasserhaushaltsdynamik und dem Stickstoffumsatz auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen

Die im Ergebnisteil beschriebenen Freilanduntersuchungen und Bodensäulenexperimente (Kap. 4 und Kap. 5) haben gezeigt, daß die grundsätzlichen Vorstellungen über die Prozesse des Stickstoffumsatzes (vgl. Kap. 1.2) in ackerbaulich genutzten terrestrischen Böden im wesentlichen auch auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen zutreffen; die Prozesse des Stickstoffhaushaltes sind sowohl nutzungs- als auch standortabhängig; Mineralisation und Immobilisation sowie Denitrifikation unterliegen deutlichen saisonalen Schwankungen; erhöhte Nitrat-N-, Ammonium-N- und DOC-Konzentrationen im Ap-Horizont und Stauwasserbereich resultieren im wesentlichen aus Düngeereignissen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Einarbeiten der Zuckerrübenblätter, Fruchtfolge) (vgl. Kap 4.4).

Unterschiedliches **Düngemanagement und die Vorfrucht** haben auf die Prozesse des Stickstoffumsatzes einen großen Einfluß. Durch organische Düngung oder Ernterückstände vergrößert sich der aktive Pool des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden (TRIMBORN 2001); dadurch erhöht sich die Mobilisation von austauschbarem Ammonium und über die Nitrifikation der Gehalt des Nitrats im Boden. Die bessere Nährstoff- und Substratverfügbarkeit für die Mikroorganismen begünstigt insbesondere die Denitrifikation. Da Stickstoff düngbedingt in Agrarökosystemen zumeist in ausreichender Menge vorhanden ist (TIEDJE et al. 1989), scheidet Nitrat als limitierender Faktor für die Denitrifikation aus, und die bessere Substratverfügbarkeit mit leicht löslichem organischen Kohlenstoff scheint für erhöhte Denitrifikationsraten verantwortlich zu sein. Untersuchungen von SCHNEIDER (1991) auf einer Haftnässepseudogley-Parabraunerde aus wechsellagerlichem Schwemmlöß über Solifluktionlöß im nördlichen Harzvorland bei Braunschweig ergaben ebenfalls keinen Einfluß der Nitratkonzentrationen auf die Höhe der Denitrifikationsraten. Hier war der Denitrifikationsvorgang von der Bodenfeuchte und den Bodentemperaturen abhängig. Die Denitrifikation setzte SCHNEIDER (1991) zufolge oberhalb von 8°C und bei einer Bodenfeuchte von 60 % des wassergefüllten Porenvolumens ein.

Der Einfluß der Fruchtfolge auf die Substratverfügbarkeit zeigte sich besonders deutlich bei der Mineralisation von Ernterückständen (Zuckerrüben) 1996/1997 am Standort Schornbusch. Von NORDMEYER (1985) wurde der Einfluß der Rübenblattdüngung auf die Stickstoffdynamik auf landwirtschaftlich genutzten Parabraunerden aus Löß untersucht. Die Zuckerrübenblätter führten zu einem sofortigen Einsetzen der Mineralisation, während es bei Stroh zu einer vorübergehenden Immobilisation kam. NORDMEYER (1985) konnte nachweisen, daß der leicht mineralisierbare Anteil des Rübenblattes etwa 50 % ausmacht. Aus Säulenbrutversuchen und Feldmikroplotversuchen mit ^{15}N -markierten Rübenblättern folgte nach NORDMEYER (1985), daß in der Vegetationsperiode nach der Blatteinarbeitung etwa 30 % des Rübenblattstickstoffs mineralisiert werden. Da ein beträchtlicher Anteil des Stickstoffes nicht mineralisiert wird, ist zu erwarten, daß sich die Stickstoffwirkung des Blattes über mehrere Jahre fortsetzt. Der Restanteil schwer zersetzbarer Stickstoffverbindungen wird in den Bodenumus überführt. Bei den eigenen Untersuchungen wird das in einer langfristigen Erhöhung der DOC-Gehalte deutlich (Kap. 4.4.3). Die Ausscheidung von Wurzelexsudaten im Frühjahr und Sommer 1997 fördert die Nährstoffversorgung der mikrobiellen Biomasse. Von NORDMEYER (1985) konnten ferner erhöhte Denitrifikationsverluste in den Frühjahrs- und Sommermonaten nach dem Einarbeiten der Rübenblätter berechnet werden. Im Herbst traten NORDMEYER (1985) zufolge aufgrund der niedrigen Temperaturen im November unter Feldbedingungen keine nennenswerten Denitrifikationsverluste auf.

SIMARMATA (1993) konnte im Feldversuch auf einer pseudovergleyten Parabraunerde eine relativ hohe Gesamtdenitrifikation (AIT) als Folge eines Grünlandumbruches oder in Kombination mit einer mineralischen N- und /oder mit einer organischen Düngung nachweisen. Die erhöhte Mineralisationsaktivität (nach Grünlandumbruch, Stroh-, Kompost- und/oder mineralischer N-Düngung) führte vorübergehend zu erheblichen Gesamtdenitrifikationsverlusten (AIT) (bis $4,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ Tag}^{-1}$ nach KAS-Düngung). Die Gesamtdenitrifikationsverluste während einer 540-tägigen Meßperiode betragen in der Mineraldünger-, Stroh- bzw. Kompostvariante ca. 38, 40 bzw 30 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ (entsprechend ca. 13 %, 15 % und 10 % vom applizierten N-Dünger). Generell bestand - unter der Voraussetzung eines hohen Angebotes an leicht mineralisierbarem Kohlenstoff - ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Denitrifikationsaktivität und dem Angebot an Nitrat, sowie dem Wassergehalt bzw. der Bodentemperatur (SIMARMATA 1993).

Im Ergebnisteil zu den Freilanduntersuchungen (Kap. 4) und anhand der Bodensäulenexperimente (Kap. 5) konnte nachgewiesen werden, daß **durch häufige Feuchtwechsel und Stauwassereinfluß**, die das wesentliche Charakteristikum der Pseudogleye sind, **die Prozesse des Stickstoffumsatzes und damit der N-Turnover zusätzlich beeinflußt** werden.

Es konnte wahrscheinlich gemacht werden, daß die Bodenwasserhaushaltsdynamik einen indirekten Einfluß auf folgende Größen und Prozesse des Stickstoffumsatzes besitzt:

- Gehalt und Dynamik der mikrobiellen Biomasse
- Verfügbarkeit von löslicher organischer Substanz
- pflanzlicher Stickstoffentzug und dadurch bedingt Stickstoffgehalt im Boden

Die Beziehungen zwischen der Bodenwasserhaushaltsdynamik und dem Stickstoffumsatz werden im wesentlichen von der Tiefenlage und Wasserleitfähigkeit des Staukörpers (Sd-Horizont) mitbestimmt. Die größten Unterschiede hinsichtlich der Lage und des Aufbaus des Staukörpers und des damit in Zusammenhang gebrachten Stickstoffumsatzes wurden zwischen der Teilfläche Oberhang des Standortes Schornbusch (Typ A) und dem Standort Auen (Typ B) nachgewiesen. Die Wirkungsketten, die den Einfluß des Staukörpers auf den Stickstoffumsatz aufzeigen, werden im folgenden exemplarisch an der Teilfläche Oberhang (Typ A) und Auen (Typ B) diskutiert.

Teilfläche Oberhang (Typ A)

Liegt der Staukörper nahe an der Geländeoberkante und weist eine geringe Wasserleitfähigkeit auf, führt das zu:

- a) **häufigeren Feuchtwechseln,**
- b) **längeren und intensiven Stauwasserphasen im Ap-Horizont,**
- c) **einem geringeren Pflanzenwachstum und Nährstoffentzügen,**
- d) **sowohl zur lateralen als auch zur präferentiellen Verlagerung von Stickstoff und DOC,**
- e) **einer Konzentrierung der Stickstoffdynamik auf den Ap-Horizont bzw. den Raum zwischen Sd-Horizont und Geländeoberfläche.**

Die Auswirkungen des wasserundurchlässigen und nahe an der Geländeoberkante liegenden Staukörpers (siehe Punkte a bis e) beeinflussen wichtige Parameter des Stickstoffumsatzes wie folgt:

a) Häufige Feuchtewechsel führen zu einer höheren Dynamik der mikrobiellen Biomasse, der eine zentrale Rolle als Nährstoff-Transformator im Boden zukommt. Während der Ab-trocknungsphase im Frühjahr verbessern sich die Bedingungen für die Mikroorganismen, und es kommt zu einer verstärkten Mineralisation von organischer Substanz, was zu höheren Nitratkonzentrationen im Ap-Horizont führt. Der Gehalt an mikrobieller Biomasse fördert die Denitrifikation. Zum einen ist bei einem allgemein höheren Gehalt an Mikroorganismen auch mit einem höheren Gehalt an Denitrifikanten zu rechnen, andererseits tritt aufgrund der erhöhten mikrobiellen Aktivität eine verstärkte Respiration auf, was auch im nicht wassergesättigten Boden zu lokalen O₂-Defiziten führen kann. Mit weiter fortschreitender Austrocknung wird die mikrobielle Biomasse des Bodens stark reduziert. Die Reduktion der Biomasse kann durch das Fehlen von C-Quellen verstärkt werden. Bei guter C-Versorgung und Wiederbefeuchtung kann es zu einer schnellen Erholung der Biomasse kommen. Der Remineralisation zuvor abgestorbener Biomasse kommt dabei eine bedeutende Rolle zu. Durch häufiger wechselnde Wassergehalte sind die optimalen Umweltbedingungen für die Mikroorganismen nur von kurzer Dauer, so daß der Abbau von organischer Substanz nicht vollständig erfolgt, womit sich die allgemein höheren Gehalte an löslicher organischer Substanz erklären lassen (Trimborn 2001). Darüber hinaus wird während der Austrocknungs- und Befeuchtungszyklen die Freisetzung von organischer Substanz gefördert. Eine größere Beanspruchung der Bodenaggregate durch Quellen und Schrumpfen bewirkt einen schnelleren Zerfall, wodurch die organische Substanz freigesetzt wird und es wiederum zu höheren Konzentrationen leicht verfügbarer organischer Substanz kommt, die höhere Denitrifikationsraten zulassen (AULAKH et al 1992, PATTEN et al 1980, BREMNER & BLACKMER 1981, LETEY et al 1981). Die Ergebnisse des eigenen Projektes zur Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität durch Wechselfeuchtebedingungen decken sich mit den Ergebnissen von SCHNEIDER (1991). Hier ging die Enzymaktivität der Denitrifikanten nur bei längerer Trockenheit oder Frostperioden auf ein niedriges Niveau zurück. Mit Einsetzen günstigerer Bodenbedingungen stieg die Enzymaktivität wieder rasch an. Einerseits können nitrifizierende und denitrifizierende Bakterien extreme Trockenheit überstehen und innerhalb von Minuten nach der Wiederbefeuchtung erneut aktiv sein (RUDAZ et al 1991, DAVIDSON 1992), andererseits stimuliert die Sauerstoffzufuhr bei Trocknung des Bodens die Ammonifikation und Nitrifikation, ebenso wie

Wasser nach Wiederbefeuchtung die mikrobielle Aktivität allgemein und speziell die Mineralisation von organischer Substanz fördert (GROFFMAN & TIEDJE 1988, NISHIO & FUJIMOTO 1991).

b) Lange Stauwasserphasen führen zu Sauerstoffmangel im Bodenraum. Dies bewirkt eine verstärkte Nitratatmung vieler Mikroorganismen und damit erhöhte Denitrifikationsraten. Besonders bei Wassergehalten über Feldkapazität scheint die Denitrifikation stark gefördert zu werden (RYDEN 1982, BANDIBAS et al. 1994).

c) Ist die Wurzeltiefe auf Standorten mit ausgeprägten Staukörpern begrenzt, so führt dies zu einem **geringeren Pflanzenwachstum** bedingt durch Trocken- oder Sauerstoffmangelstreß. Dies führt zu geringeren Stickstoffentzügen und dadurch zu einer höheren Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung. Dadurch ist zwar eine Begünstigung der Denitrifikation gegeben, jedoch fallen durch die geringeren Stickstoffentzüge und das dadurch bedingte geringere Pflanzenwachstum auch weniger Ernterückstände und weniger Wurzelexsudate an. Der niedrigere Anteil an leicht verfügbarer organischer Substanz wird sich langfristig in einer niedrigeren Denitrifikationsleistung des Standortes niederschlagen. LINDAU et al. (1990) sowie MOISER et al. (1990) haben festgestellt, daß Pflanzenwachstum höhere Denitrifikationsraten und N₂O-Emmissionen bewirkt; dies tritt vor allem bei niedrigen Gehalten organischer Substanz auf.

Die Stickstoffbilanzen zeigen, daß die Pflanzenerträge und somit der Stickstoffentzug an den Teilflächen Ober- und Mittelhang geringer waren als den Teilflächen Unterhang und am Standort Auen. Der größere Staunässegrad der erstgenannten Teilflächen führt für den pflanzlichen Bewuchs häufiger zu Streßsituationen. Staunässe im Frühjahr und Winter vermindert das Tiefenwachstum der Wurzeln, so daß das durchwurzelte Bodenvolumen reduziert ist. Die anschließenden Trockenperioden führen im Sommer zu Wassermangel.

d) Laterale oder präferentielle Stickstoffverlagerung führt bei Standorten höherer Relieflagen zu Nährstoffverlusten im Ap-Horizont. Laterale Stoffverlagerung erhöht die Nährstoffkonzentrationen im Boden tiefergelegener Relieflagen. Präferentielle Stoffverlagerung erhöht die Nährstoffkonzentrationen in Makroporenbereich des Sd-Horizontes, so daß eine ungleichmäßigere Verteilung der Nährstoffe und Substrate im Bodenprofil vorkommen kann.

e) Es kommt zu einer **Konzentrierung der Stickstoffdynamik auf den Ap-Horizont**, da im Staukörper des Sd-Horizontes Nährstoffe bevorzugt in den Makroporen vorhanden sind. Folglich ist der Raum für die Prozesse der Stickstoffumwandlung im Sd-Horizont begrenzt. Diese durch den Staukörper bedingte Differenzierung der Nährstoff- und Substratverfügbarkeit führt zu höheren Denitrifikationsraten im Ap-Horizont und geringeren Denitrifikationsraten im Sw/Sd-Bereich. Im unteren Abschnitt des Ap-Horizontes ist die Denitrifikation höher als im oberen. Es besteht eine Beziehung zwischen den Denitrifikationsverlusten und der Verminderung der Sauerstoffgehalte mit der Bodentiefe (NUSKE 1983). Die N-Mineralisation in der Unterkrume ist um 50 % geringer als in der Oberkrume (NORDMEYER 1985). Die Möglichkeit des Stickstoffverlustes über Auswaschung wurde bei NORDMEYER (1985) in tiefgründig entkalkten Parabraunerden (Lößmächtigkeiten 1 bis 2 m, zum Teil pseudovergleyt, Fruchtfolge ZR, WW und WG) ausgeschlossen. Auf dem Untersuchungsstandort Schornbusch mit abweichendem Bodenaufbau wurden dagegen Denitrifikations- und Stickstoffauswaschungsverluste nachgewiesen (Kap. 6).

Die Auflistung der oben genannten Wirkungsketten (siehe Punkte a bis e) macht deutlich, daß der Prozeß der Denitrifikation in Pseudogleyen mit hochanstehendem Sd-Horizont gegenüber anderen Prozessen des Stickstoffumsatzes an Bedeutung gewinnt und daß dadurch das Denitrifikationspotential besonders im Ap-Horizont ansteigt. An den Standorten des Typs A laufen die Umsetzungsprozesse im Ap-Horizont zeitweise intensiver ab als an Standorten mit einer ausgeglicheneren Bodenwasserhaushalts- und Stickstoffdynamik, werden aber durch Trockenphasen mit dem Verlust der mikrobiellen Biomasse eher gebremst. Diese zeitweise Intensivierung der Prozesse führt zu höheren Gehalten an löslicher organischer Substanz. Der Einfluß der Wechselfeuchte zeigt sich besonders in den Übergangsphasen vor und nach der winterlichen Versickerungsperiode und konnte durch die Freilanduntersuchungen und Bodensäulenversuche nachgewiesen werden. Da die stärker ausgeprägte Bodenfeuchtedynamik höhere Nitrat- und DOC-Gehalte zur Folge hat, kann es auch bei niedrigeren Wassergehalten zu stärkeren Denitrifikationsraten kommen. Ein hochanstehender Sd-Horizont (Typ A) führt bei Regenereignissen schneller zu einer Vernässung des Ap-Horizontes; tritt dies zusammen mit höheren DOC-Gehalten und einer aktiven Mikroorganismenpopulation auf, kann es zu extremen Denitrifikationsraten kommen.

Eine hoch anstehende Stauschicht (Typ A) wirkt sich zwar fördernd auf die Denitrifikation im Ap-Horizont aus, für den Stauwasserbereich des Stauwasserleiter bzw. -körpers konnte dies jedoch nicht nachgewiesen werden. Die hoch anstehende Stauschicht reduziert die vertikale Verlagerung von Nitrat und DOC, da die Verlagerung in erster Linie in den Makroporen, z.B. Regenwurmgingen oder Rissen, stattfindet. Die Bodenmatrix des Staukörpers bleibt von Stickstoff- und DOC-Verlagerungen weitgehend unberührt.

Auen (Typ B)

Ist der Einfluß des Staukörpers nur unwesentlich (nicht nahe an der Geländeoberkante oder geringe Beeinflussung der Perkolation), führt das im Vergleich zu Standorten (Typ A) zu:

- a) selteneren Feuchtewechseln,**
- b) kürzeren und weniger intensiven Stauwasserphasen im Ap-Horizont,**
- c) einem verbesserten Pflanzenwachstum,**
- d) Verlagerung von Stickstoff und DOC im Bodenprofil,**
- e) einer geringeren Stickstoffdynamik im Ap-Horizont.**

Die Auswirkungen des tiefergelegenen oder durchlässigeren Staukörpers beeinflussen den Stickstoffumsatz demnach weniger stark als bei Standorten des Typs A; die unter c bis e aufgeführten Auswirkungen werden im folgenden erläutert.

c) Ein verbessertes Pflanzenwachstum tritt an Standorten ohne ausgeprägten Staukörper auf, weil die Durchwurzelungstiefe nicht durch diesen begrenzt wird. Dadurch sind Trocken- und Sauerstoffmangelstreß seltener als an Standorten mit ausgeprägtem Staukörper (Typ A). Dies führt zu höheren Stickstoffentzügen und dadurch bedingt zu geringeren Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung. Durch die höheren Stickstoffentzüge und folglich das größere Pflanzenwachstum fallen zwar mehr Ernterückstände und mehr Wurzelexsudate an, was den Prozeß der Denitrifikation fördern würde, jedoch wird sich die höhere Zufuhr an leicht verfügbaren organischen Substanzen nicht in höheren Denitrifikationsleistungen niederschlagen, da andere Randbedingungen (z.B. Sauerstoffmangel) für die Denitrifikationsleistung seltener auftreten und somit nicht-denitrifizierende Mikroorganismen einen vermehrten Abbau der organischen Substanz bewirken.

d) und e) Die **Stickstoffverlagerung im Bodenprofil** führt zu einer gleichmäßigeren Verteilung der Nährstoffe und Substrate als an Standorten mit ausgeprägtem Staukörper (Typ A). Dadurch findet keine Konzentrierung der Stickstoffdynamik auf den Ap-Horizont statt und es steht ein größerer Raum für Prozesse der Stickstoffumwandlung zur Verfügung, was wiederum zu einer vergleichbar **geringeren Stickstoffdynamik im Ap-Horizont** als an Standorten mit ausgeprägtem Sd-Horizont (Typ A) führt. Bei tieferliegender Stauschicht erfolgt eine Stoffverlagerung auch durch die Matrix. Da die Verweildauer hier länger ist, können Ab- und Umbauprozesse ein größeres Bodenvolumen einnehmen. Somit ist hier bei Staunässe mit einer höheren Denitrifikation von Nitrat im Stauwasserbereich zu rechnen.

Neben der Tiefenlage bzw. der Mächtigkeit des Stauwasserleiters und Wasserdurchlässigkeit des Staukörpers können die Prozesse des Stickstoffumsatzes durch laterale Wasser- und Nährstoffzuschüsse oder Hangzugwasser verstärkt oder überlagert werden.

An der **Teilfläche Mittelhang** führen laterale Nährstoff- und Substratzuschüsse in Kombination mit einer hohen Wechselfeuchtehäufigkeit teilweise zu höheren Denitrifikationsraten als an der Teilfläche Oberhang (Kap. 6.4)

An der **Teilfläche Unterhang** führt der Einfluß von Hangzugwasser im Unterboden zu einer Verdünnung der Nährstoff- und Substratkonzentration und fast ganzjährigen anaeroben Verhältnissen (Kap. 4.2). Dies bedingt höhere Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich im Vergleich zu den Standorten ohne direkten Hangzugwassereinfluß (Kap. 6.4).

7.2 Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch.

Die Denitrifikationsmessungen mit der Acetylen-Inhibierungs-Methode im Freiland (TRIMBORN 2001) zeigten den Einfluß des Feuchteregimes auf die Denitrifikationsraten (Kap. 4.6). Der Einfluß des Feuchteregimes wurde anhand der Bodensäulenexperimente verifiziert (Kap. 5). Die Acetylen-Inhibierungs-Methode ist jedoch nicht dazu geeignet, Jahresraten zu ermitteln. Hierzu sind hochaufgelöste oder kontinuierliche Messungen erforderlich. Wegen der langen Vorbereitungszeit und dem hohen Flächenverbrauch der Methode war dies im Rahmen des Projektes nicht möglich. Zur Bestimmung der Denitrifikation im Stauwasserleiter bzw. -körper steht derzeit noch keine Methode zur Verfügung, die auch unter den besonderen Verhältnissen eines Pseudogleys in Feldversuchen einsetzbar ist. Die durch das Regressionmodell ermittelten Denitrifikationsraten sind auf einer relativ geringen Datenbasis erstellt worden. Wegen der selektiven Auswahl der Meßtermine zu „Denitrifikationsgunstzeiten“ ist zu ver-

muten, daß die ermittelten Denitrifikationsraten für den Gesamtzeitraum eher überschätzt als unterschätzt worden sind (vgl Kap. 4.6).

Die vergleichsweise geringe Höhe und die gleichmäßigere Verteilung der Stickstoff- und DOC-Konzentrationen im Ap- und Sw-Horizont (vgl. Kap. 4.4) sowie die im Vergleich mit Standorten mit ausgeprägtem Sd-Horizont geringer ausgeprägte Bodenwasserhaushaltsdynamik (vgl. Kap. 4.2 und Kap. 6.2) führen am **Standort Auen** im Vergleich zum Standort Schornbusch zu geringeren Denitrifikationsraten. Die niedrigeren Denitrifikationsraten treten sowohl im Ap-Horizont als auch im Stauwasserbereich auf. Größere Denitrifikationsraten sind nur kurzfristig in niederschlagsreichen Perioden in der winterlichen Versickerungsperiode zu erwarten, wenn sich über den Hauptterassenschottern Stauwasser bildet und anaerobe Bedingungen vorherrschen.

Wegen der durchschnittlich höheren $\text{NO}_3\text{-N}$ und DOC-Konzentrationen (Kap. 4.4) sowie der durch den Staukörper bedingten häufigeren und intensiveren Wechselfeuchte im Ap-Horizont im Vergleich zum Sd-Horizont (vgl. Kap. 4.2 und Kap. 6.2) wurden am **Standort Schornbusch** auf den **Teilflächen Ober- und Mittelhang** im Ap-Horizont höhere Denitrifikationsraten als im Stauwasserbereich des Stauwasserleiters bzw. -körpers festgestellt (Kap. 6.4). Im Staukörper von Pseudogleyen (Sd-Horizont) sind demnach Nährstoff- und Substratverfügbarkeit die limitierenden Faktoren. Stickstoff- und C-Quellen sind im Staukörper der Pseudogleye nur in den Makroporen in ausreichendem Maße vorhanden. Die Denitrifikationsleistung ist im Staukörper von der Anzahl und Beschaffenheit der Makroporen als auch von der Höhe der Stoffverlagerung in den Makroporen abhängig. Die negative Korrelation von Nitrat und DOC (Kap. 4.4) läßt vermuten, daß bei Vorhandensein von C-Quellen das Nitrat durch Denitrifikation abgebaut wird, da ansonsten die übrigen Bedingungen für Denitrifikation in der winterlichen Versickerungsperiode im Staukörper günstig sind. Die Gesamtdenitrifikationsleistung ist jedoch gering, da der für die Denitrifikation zur Verfügung stehende Raum gering ist. Diese Vermutung wurde durch die Bilanzierung der Denitrifikationsverluste im Sd-Horizont bestätigt.

An der **Teilfläche Unterhang** ist nach der Höhe und der Verteilung der Nährstoffe im Ap-Horizont und der vergleichsweise geringeren Bodenwasserhaushaltsdynamik zufolge eine niedrigere Denitrifikationsrate zu erwarten als im Ap-Horizont der Teilflächen Ober- und Mittelhang. Die niedrigen Werte der Stickstoff- und DOC-Konzentrationen im Stauwasserbereich lassen jedoch den Schluß zu, daß die Denitrifikationsraten im Stauwasserbereich höher sind als an den Teilflächen Ober- und Mittelhang im Sd-Horizont, da unter den anaeroben Verhältnissen im Hangzugwasserbereich große Mengen Nitrat und DOC abgebaut werden können.

7.3 Wirtschaftliche Bedeutung der Denitrifikationsverluste und mögliche Gegenmaßnahmen

Als Maßnahmen zur Begrenzung von N-Gas-Emissionen aus der Denitrifikation auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen wird von HACK (1999) eine N-Düngung möglichst in späteren Entwicklungsstadien der Kulturpflanzen und in möglichst vielen kleinen Gaben sowie eine Unterlassung der N-Düngung bei feuchtwarmer Witterung vorgeschlagen. Ferner sollten organischer Dünger und Mineraldünger, insbesondere Nitrat, nicht gleichzeitig ausgebracht werden oder auf organische Düngung soweit wie möglich verzichtet werden. Die von HACK (1999) vorgeschlagenen Gegenmaßnahmen zur Begrenzung von N-Gas-Emissionen aus der Denitrifikation sind auch für die Teilflächen des Standortes Schornbusch geeignet, jedoch erscheinen sie in der landwirtschaftlichen Praxis aus den verschiedensten Gründen, die nicht Gegenstand dieser Arbeit sind, nicht immer umzusetzen zu sein.

Die Denitrifikationsverluste der Standorte Schornbusch und Auen liegen sowohl im Ap-Horizont (max. 22,2 bzw. 6,2 kg ha⁻¹ a⁻¹) als auch im Stauwasserbereich (max. 14,4 bzw. 4,6 kg ha⁻¹ a⁻¹) auf dem Niveau der meisten nicht hydromorph geprägten landwirtschaftlich genutzten Böden (vgl. zusammenfassende Literaturübersicht in HACK 1999). Es kann zwar ein Zusammenhang von Wechselfeuchte und Denitrifikationsleistung nachgewiesen werden, jedoch liegen die Düngerstickstoffverluste im Ap-Horizont auf einem niedrigen Niveau. Ein überdurchschnittlicher Stickstoffverlust durch die Denitrifikation ist für die Untersuchungsstandorte auszuschließen.

8 Ausblick

8.1 Entwurf eines einfachen Schätzverfahrens zur qualitativen Abschätzung der Denitrifikationsleistung

Um die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit und des Partnerprojektes (TRIMBORN 2001) für einen möglichen Einsatz in der Praxis (z.B.: Regionalisierung von Denitrifikationsverlusten über ein GIS oder spezielle Düngeempfehlungen für landwirtschaftlich genutzte Stauwasserböden) umzusetzen, wird im folgenden ein **Entwurf für ein einfaches Schätzverfahren zur qualitativen Abschätzung der Denitrifikationsleistung** auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleye vorgelegt. Es trägt vorläufigen Charakter, da die Datengrundlage für ein verallgemeinbares Schätzverfahren begrenzt ist und es unbedingt der weiteren kritischen Überprüfung an anderen Stauwasserstandorten mit abweichenden klimatischen Randbedingungen und Bewirtschaftungsweisen bedarf.

Das Schätzverfahren kombiniert Wechselfeuchtehäufigkeit und -intensität (siehe a. und Tab. 8-3) mit der Substratverfügbarkeit der Denitrifikanten (siehe b. und Tab. 8-4) zu einem Summenparameter. Aus diesem (Tab. 8-5) ergibt sich die **qualitative Bewertung des standörtlichen Denitrifikationspotentials**.

a. Abschätzung der Wechselfeuchtehäufigkeit und -intensität

Grundlage für die Abschätzung der Wechselfeuchtehäufigkeit und -intensität bilden die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zum Zusammenhang zwischen Denitrifikation und Wechselfeuchte in Stauwasserböden (Kap. 4.6 und Kap. 6). Der Einfluß der Wechselfeuchtehäufigkeit- und intensität auf das Denitrifikationspotential wird nach dem Bewertungsschema in Tabelle 8-4 vorgenommen. Es basiert auf der Abhängigkeit der Wechselfeuchte von der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe); die Wechselfeuchte direkt als Parameter eines vereinfachten Schätzverfahrens einzubeziehen, ist ungünstig, da sie erst durch umfangreiche kontinuierliche Messungen der Saugspannungen oder der Wassergehalte im Gelände ermittelt werden muß. Dagegen ist die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe) leicht zu ermitteln (z.B. nach AG BODENKUNDE 1994, S.295 ff). Sie wurde deshalb als Maßzahl für die Bewertung des Denitrifikationspotentials herangezogen. Anhand der Denitrifikationsmessungen im Freiland wurde für die Teilfläche Unterhang des Standortes Schornbusch (nFKWe 170 mm) und den Standort Auen (nFKWe 180 mm) eine im Vergleich mit anderen landwirtschaftlich genutzten Böden durchschnittliches Deni-

trifikationspotential ermittelt. Daraufhin wurde der mittleren Klasse (nFKWe3) ein mittleres Denitrifikationspotential zugewiesen und die anderen Klassen von gering bis sehr hoch bewertet (Tab. 8-1).

Damit das Verfahren angewendet werden kann, müssen jedoch wesentliche Grundannahmen gegeben sein. Im Vorfeld muß der Grundtyp der Feuchtedynamik bestimmt werden, indem überprüft wird, ob ein Staukörper vorhanden ist oder ein reiner Perkolationsstyp ohne hydro-morphe Merkmale im Oberbodenbereich (< 40 cm Tiefe) vorliegt. Falls ein Staukörper vorhanden ist, kann die Mächtigkeit des Stauraumes bestimmt und die nFKWe nach Bodenkundlicher Kartieranleitung berechnet werden. Danach kann nach Tab. 8-2 das Denitrifikationspotential des Standortes qualitativ abgeschätzt werden.

Tab. 8-1: Abschätzung des Denitrifikationspotentials anhand der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe in mm).

	nFKWe (mm)	Denitrifikationspotential
nFKWe1	< 60	sehr hoch
nFKWe2	60-140	hoch
nFKWe3	140-220	mittel
nFKWe4	220-300	gering
nFKWe5	> 300	gering

Es ist davon auszugehen, daß die nFKWe auch für G-Horizonte eine sinnvolle Möglichkeit zur Abschätzung des Denitrifikationspotentials ist. Diese Annahme beruht auf theoretischen Überlegungen und bedarf noch der Überprüfung an repräsentativen Standorten.

Die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Teilflächen werden nach dem vorgeschlagenen Schema hinsichtlich ihres Denitrifikationspotentials wie folgt bewertet:

Tab. 8-2: Bewertung des Denitrifikationspotentials der untersuchten Teilflächen anhand der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes (nFKWe in mm).

Standort	nFKWe	Denitrifikationspotential
Oberhang	70 mm gering	hoch
Mittelhang	65 mm gering	hoch
Unterhang	170 mm mittel	mittel
Auen	180 mm mittel	mittel

Die Häufigkeit und Intensität der Wechselfeuchte wird neben der nFKWe wesentlich durch die Witterung bestimmt. In nassen und normalen Jahren übersteigt die Bodenfeuchte die Feldkapazität häufiger und während längerer Phasen als in Trockenjahren. Die Jahreswitterung wurde daher ebenfalls in das Schätzverfahren mit aufgenommen und die höchsten Punktbewertungen in Tab. 8-3 für die Naßjahre vergeben. Das um die Jahreswitterung erweiterte Bewertungsschema ist in Tab. 8-3 dargestellt.

Tab. 8-3: Abschätzung und Bewertung der Wechselfeuchte-Häufigkeit und –Intensität (ordinalskalierte, zusammengefaßte Häufigkeit und Intensität in Stufen von 1 – 13)

nFKWe-Klasse	klimatische Wasserbilanz in mm		
	> 200 (Naßjahr)	0 – 200 (Normaljahr*)	< 0 (Trockenjahr)
nFKWe1	13	12	10
nFKWe2	12	10	8
nFKWe3	10	7	5
nFKWe4	8	5	3
nFKWe5	6	3	1

* Einstufung der mittleren jährlichen klimatischen Wasserbilanz nach KA 4 bezogen auf die Zülpicher Börde

b. Abschätzung der Substratverfügbarkeit der Denitrifikanten

Neben der Wechselfeuchte wird die Denitrifikation vor allem durch die Verfügbarkeit organischer C-Quellen beeinflusst. Diese wird vor allem durch die Art der Düngung (organisch, mineralisch) sowie durch den Pflanzenbestand bestimmt, was in einem Schätzverfahren berücksichtigt werden muß. Der Einfluß einer organischen Düngung auf die Denitrifikation nimmt ab, wenn sie längere Zeit zurückliegt (TIMBORN 2001). Die organische Düngung wird daher im Schätzverfahren nur berücksichtigt, wenn sie im Vorjahr erfolgte. Eine wichtige Rolle spielen die Erntereste der Vorfrucht. Da gerade Blattfrüchte wie Zuckerrübe, Körnermais oder Raps große Mengen an leicht mineralisierbaren Ernterückständen hinterlassen (vgl. Kap. 4.4.2), wurde die Art der Vorfrucht (Blatt- oder Halmfrucht) in das Schätzverfahren aufgenommen. Die Hauptfrucht bleibt jedoch unberücksichtigt, da sich bei den durchgeführten Freilandexperimenten TRIMBORN (2001) keine Hinweise auf einen direkten Effekt der Kulturarten ergaben.

Der Nitratgehalt des Bodens wurde nicht in das Schätzverfahren aufgenommen, da sich in den Freilanduntersuchungen keine Zusammenhänge zwischen dem Nitratgehalt und den Denitrifikationsraten ergaben. Laborversuche zeigen zwar eine prinzipielle Abhängigkeit der Denitri-

fikation von den Nitratgehalten, wenn jedoch andere Faktoren limitierend wirken, resultieren Veränderungen im Nitratgehalt nicht in unterschiedlichen Denitrifikationsraten (BREMNER 1978, AULAKH et al. 1983). Der Parameter Nitratgehalt könnte, ebenso wie der Wassergehalt, nur durch regelmäßige Bodenuntersuchungen erfaßt werden und scheidet somit auch aus Praktikabilitätsgründen für ein Schätzverfahren aus.

Ausgehend von diesen Überlegungen wurden die aufgenommenen Parameter in Klassen eingeteilt und mit qualitativ begründeten Maßzahlen versehen. Die qualitative Bewertung des Denitrifikationspotentials bezieht sich auf den Untersuchungsraum der Zülpicher Börde. Die angegebenen Denitrifikationsverluste sind nur unter Vorbehalt und bei Einhaltung der Grundannahmen in N-Bilanzierungen einzubeziehen.

Tab. 8-4: Abschätzung der Substratverfügbarkeit

Vorfrucht	org./min. Düngung	min. Düngung
Blattfrucht	8	4
Halmfrucht	5	1

Tab. 8-5: Abschätzung des Denitrifikationspotentials landwirtschaftlich genutzter Pseudogleye.

Summe Tab. 8-3 u. Tab. 8-4	DN-Typ	Bewertung	DN-Verlust*
> 20	DN-Typ 5	sehr hoch	> 30,0 kg/ha/a
16 - 20	DN-Typ 4	hoch	< 30,0 kg/ha/a
11 - 15	DN-Typ 3	mittel	< 15,0 kg/ha/a
6 - 10	DN-Typ 2	gering	< 5,00 kg/ha/a
< 6	DN-Typ 1	sehr gering	< 2,50 kg/ha/a

* die Angaben von absoluten Zahlen soll eine bessere Einordnung der Standorteigenschaften ermöglichen. Sie sind nur unter Vorbehalt in N-Bilanzierungen einzubeziehen. DN = Denitrifikation.

Tab. 8-6. zeigt eine Gegenüberstellung der Mittelwerte der gemessenen Denitrifikationsraten mit den geschätzten Denitrifikationspotentialen. Hierbei ergibt sich eine zufriedenstellende Übereinstimmung.

Tab. 8-6: Geschätzte Denitrifikationspotentiale und Mittelwerte der gemessenen Denitrifikationsraten [kg N/ha/a] (Quelle: TRIMBORN 2001)

Untersuchungsfläche	1996		1997		1998	
	geschätzt	gemessen	geschätzt	gemessen	geschätzt	gemessen
Oberhang	mittel	10,1	hoch	39,2	mittel	14,4
Mittelhang	mittel	9,7	hoch	38,5		
Unterhang	gering	6,3	mittel	15,8	mittel	12,9
Auen	gering	2,1	gering	8,1		

8.2 Schlußbemerkungen

Zur Identifizierung von Prozessen, die den Stickstoffhaushalt beeinflussen, und ihre anschließenden Bilanzierung hat sich die Kombination von Freiland- und Laborexperimenten als sehr geeignet erwiesen. Die durchgeführten Laborexperimente lieferten die Verifizierung des Zusammenhangs zwischen der Wechselfeuchtehäufigkeit und -intensität mit der ermittelten Denitrifikation; allerdings können die Denitrifikationsraten der Laborexperimente aufgrund der stark standardisierten Bedingungen nicht auf das Freiland übertragen werden. Die Kombination von Freiland- und Laborexperimenten erfordert einen hohen meßtechnischen und analytischen Aufwand, bei entsprechend hohem Personaleinsatz. Aus den Erfahrungen der vorliegenden Arbeit kann festgestellt werden, daß bei großmaßstäbigen Prozeßuntersuchungen Methodenvielfalt und Analyseaufwand Vorrang vor der Vielfalt der Untersuchungsflächen haben sollten.

Generell kann festgehalten werden, daß bei Untersuchungen auf großem Maßstab (soweit möglich) ausschließlich mit kontinuierlichen Meßverfahren gearbeitet werden sollte. Nur über kontinuierliche Messungen können kurzfristige Schwankungen erfaßt werden, die für diese Maßstabsebene von Bedeutung sind. Nach HACK (1999) erscheinen für längerfristige genauere Prognosen selbst 2 Meßjahre als nicht ausreichend. Um Jahresschwankungen möglichst vollständig zu erfassen, sollten N-Gas-Emissionen zukünftig über 3 bis 5 Jahre in mög-

lichst kleinen Zeitabständen gemessen werden. Er zeigte ferner, daß innerhalb gleicher landwirtschaftlicher Nutzungssysteme deutliche Standort- und Jahresunterschiede nur in bestimmten kürzeren Zeiträumen der Jahresperiode auftraten, und zwar vor allem in Zeiträumen, in denen witterungsabhängige Faktoren (Temperatur, Feuchte) sowie vom Menschen beeinflusste Faktoren (Nitrat bzw. Ammonium, leicht mineralisierbare C-Verbindungen bei organischer Düngung) potentiell in einem für eine Denitrifikation unter Feldbedingungen optimalen oder maximalen Maße vorliegen konnten. Dies ist eine Beobachtung, die durch die Meßergebnisse des durchgeführten Projektes bestätigt werden kann. Es ist also anzuraten, im Frühjahr und Herbst auf stauwasserbeeinflussten Standorten hochaufgelöste kontinuierliche Messungen durchzuführen, da nur dadurch Unterschiede herauszuarbeiten sind.

Die Erfahrungen von RICHTER (1996) betreffend der Organisation eines großangelegten interdisziplinären Forschungsprojektes („Interdisziplinarität stellt sich nicht von selbst ein.“) haben sich auch im „Kleinen“ bestätigt. Der gewählte interdisziplinäre Forschungsansatz führte besonders während Phasen enger Zusammenarbeit nach gemeinsamer Vorplanung zu deutlichen Synergieeffekten; hier seien besonders die Experimente an den ungestörten Bodensäulen erwähnt (Kap. 5), bei denen Probennahme, Versuchsplanung und -durchführung sowie Interpretation der Ergebnisse von beiden Bearbeitern gemeinsam durchgeführt worden sind. Aus technischen und organisatorischen Gründen war eine solche Arbeitsteilung bei den Freilandexperimenten nicht immer möglich. Die notwendige Auseinandersetzung mit der Disziplin des jeweils anderen Partners macht jedoch erst Interdisziplinarität aus, andernfalls geht sie nicht über einen bloßen Datenaustausch hinaus (vgl. DABBERT et al. 1999).

Zusammenfassung

Das Ziel der Untersuchungen war es eine Analyse der Gesetzmäßigkeiten zwischen dem Stickstoffhaushalt und dem Feuchteregime von Stauwasserböden durchzuführen. Neben der standortbezogenen Quantifizierung des Stickstoff- und Bodenwasserhaushaltes sollte der Stellenwert der Denitrifikation von Stauwasserböden abgeschätzt werden.

Die Untersuchungsfragen wurden interdisziplinär in Zusammenarbeit mit dem Agrikulturchemischen Institut der Universität Bonn in zwei eng miteinander verknüpften und aufeinander aufbauenden Projekten bearbeitet.

Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit (DFG Projekt „Wasser- und Stickstoff-Bilanz in Pseudogleyen“) lag in der differenzierten Charakterisierung der vom Stauwasser beeinflussten Böden durch eine detaillierte bodenkundliche Standortaufnahme, eine exakte Erfassung des Bodenwasserhaushaltes sowie der Quantifizierung der Stoffverlagerung im gesamten Bodenprofil bis zum Grundwasserleiter bzw. Einbezug der lateralen Prozesse bis zum Vorfluter eines überschaubaren und abgrenzbaren Einzugsgebietes. Anhand der Quantifizierung der Stoffverlagerung sollten die Stickstoffumsätze im Stauwasserleiter und -körper, insbesondere die des denitrifikativen Stickstoffabbaus, nachgewiesen und mengenmäßig abgeschätzt werden.

Das Untersuchungsgebiet lag ca. 15 km südwestlich von Bonn auf dem Gebiet des Meßtischblattes Rheinbach. Bei der Auswahl der Untersuchungsstandorte wurden zwei Standorttypen unterschieden. Zum einen ein Pseudogley in ebener Lage aus Lößlehm über Hauptterassenschottern (Standort Auen/Standorttyp I) mit einer Sickerwasserbewegung und einem Stofftransport ausschließlich ins Grundwasser und zum anderen drei Pseudogleye in hängiger Lage über periglazialer Fließerde (Standort Schornbusch/Standorttyp II), bei denen neben der vertikal ins Grundwasser gerichteten Sickerwasserbewegung ein lateraler Einfluß durch Hangzugwasser vorlag. Das Hangzugwasser und die darin gelösten Nährstoffe speisten über die Dränagen einen Vorfluter (Eschbach). Um die lateralen Stofftransporte zu erfassen, wurden die drei Untersuchungsflächen als Hangcatena angelegt.

Die zwei Ackerschläge der Untersuchungsstandorte wurden konventionell mit wendender Bodenbearbeitung bewirtschaftet. Standort Auen wurde ausschließlich mineralisch gedüngt, am Standort Schornbusch kamen dagegen zusätzlich organische Dünger (Rindergülle) zum Einsatz. Auf beiden Standorten wurde die für die Region typische Fruchtfolge Winterweizen, Wintergerste im Wechsel mit Zuckerrübe angebaut.

Die Dynamik des Bodenwasserhaushaltes wurde sowohl durch die maximal ermittelten Veränderungen der Saugspannungen und der Bodenwassergehalte über den Jahreslauf als auch durch kurzfristige Schwankungen zwischen den einzelnen Meßterminen ermittelt. Es konnte gezeigt werden, daß in den Übergangszeiträumen von winterlichen Versickerungsperioden zu sommerlichen Trockenperioden die Bodenwasserhaushaltsdynamik und der Stauwassereinfluß an den Untersuchungsflächen mit ausgeprägtem nahe an der Geländeoberkante anstehendem Staukörper (Sd-Horizont) größer ist als an denen ohne einen ausgeprägten Staukörper.

Durch den Einsatz von Bromid- und Chloridtracern konnte an allen Untersuchungsflächen ein Stofftransport über präferentielle Fließwege nachgewiesen und Aussagen über die potentielle Austragungsmengen gemacht werden.

Die Stickstoff- und DOC-Dynamik wurde durch die maximal ermittelten Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen und -gehalte im Boden über den Jahreslauf als auch kurzfristige Schwankungen der Nährstoffkonzentrationen und -gehalte zwischen den Probenahmetermi-
nen ermittelt. Die Dynamik der Nitrat-N-, Ammonium-N- und DOC-Konzentrationen und -gehalte zeigen, daß bei den untersuchten bodenchemischen Parametern charakteristische Verteilungsmerkmale (z.B. Mittelwerte, Variationsbreiten) auffallen, die sowohl nutzungs- als auch horizontbedingt zu interpretieren sind. Erhöhte Nitrat-N-, Ammonium-N- und DOC-Konzentrationen im Ap-Horizont und Stauwasserbereich resultieren im wesentlichen aus Düngeereignissen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. Einarbeiten der Zuckerrübenblätter, Fruchtfolge). Die Nährstoffdynamik im Ap-Horizont wird durch einen nahe an der Geländeoberkante liegenden und dichten Staukörper des Sd-Horizontes verstärkt.

Die im Zeitraum von April 1996 bis Juni 1998 im Freiland gemessenen Denitrifikationsraten zeigten, daß zu allen Terminen der mineralisch gedüngte Standort Auen im Vergleich zum organisch/mineralisch gedüngten Standort Schornbusch im Mittel niedrigere Denitrifikationsraten aufwies. Am Standort Schornbusch lagen die Denitrifikationsraten an den Teilflächen

mit ausgeprägtem Sd-Horizont in den meisten Fällen über den Werten der Teilfläche Unterhang ohne ausgeprägtem Sd-Horizont.

Zur ergänzenden Interpretationshilfe über die Prozesse der Stickstoffumsetzung wurden an den Teilflächen Ober- und Unterhang des Standortes Schornbusch von Februar 1997 bis Juni 1998 Redoxsonden installiert und die Redoxpotentiale erfaßt. Es konnten nur vereinzelte Korrelationen zwischen dem Redoxpotential und einigen bodenchemischen und –physikalischen Parametern statistisch abgesichert werden. Ein Zusammenhang zwischen Redoxpotential und Denitrifikationsraten konnte nicht nachgewiesen werden.

In einer zweiten Projektphase wurden die im Gelände ermittelten kurzfristigen auftretenden Amplituden der Wasserspannung an ungestörten Bodensäulen simuliert. Es konnte nachgewiesen werden, daß die Dynamik des Bodenwassers (Wechselfeuchtephasen) auf die Denitrifikationsraten einen größeren Einfluß hat als der absolute Wassergehalt (Naßphasen).

Die Freilanduntersuchungen und Bodensäulenexperimente haben gezeigt, daß die grundsätzlichen Vorstellungen über die Prozesse des Stickstoffumsatzes in ackerbaulich genutzten terrestrischen Böden im wesentlichen auch auf landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen zutreffen. Die Prozesse des Stickstoffhaushaltes sind sowohl nutzungs- als auch standortabhängig; Mineralisation und Immobilisation sowie Denitrifikation unterliegen deutlichen saisonalen Schwankungen. Es konnte jedoch darüber hinaus nachgewiesen werden, daß durch häufigere Feuchtwchsel und Stauwassereinfluß, die das wesentliche Charakteristikum der Pseudogleye sind, die Prozesse des Stickstoffumsatzes zusätzlich beeinflußt werden.

Es konnte wahrscheinlich gemacht werden, daß die Bodenwasserhaushaltsdynamik einen indirekten Einfluß auf Gehalt und Dynamik der mikrobiellen Biomasse, die Verfügbarkeit von löslicher organischer Substanz sowie auf den pflanzlichen Stickstoffentzug und dadurch bedingt Stickstoffgehalt im Boden besitzt. Die Beziehungen zwischen der Bodenwasserhaushaltsdynamik und dem Stickstoffumsatz werden im wesentlichen von der Tiefenlage und der Wasserleitfähigkeit des Staukörpers (Sd-Horizont) mitbestimmt.

Die Wirkungsketten, die den Einfluß des Staukörpers auf den Stickstoffumsatz aufzeigen, wurden für die Teilfläche Oberhang und den Standort Auen diskutiert. Liegt der Staukörper nahe an der Geländeoberkante und weist eine geringe Wasserleitfähigkeit auf, führt das zu häufigeren Feuchtwchseln, längeren und intensiven Stauwasserphasen im Ap-Horizont,

einem geringeren Pflanzenwachstum und Nährstoffentzügen, sowohl zu lateralen als auch zu präferentiellen Verlagerung von Stickstoff und DOC und einer Konzentrierung der Stickstoffdynamik auf den Ap-Horizont bzw. den Raum zwischen Sd-Horizont und Geländeoberfläche.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Begriff der Wechselfeuchte als das Über- bzw. Unterschreiten der Feldkapazitätsgrenze innerhalb eines Tages quantitativ definiert. Die Häufigkeitsverteilungen der so definierten Wechselfeuchtephasen konnten bestätigen, daß Wechselfeuchtephasen auf Pseudogleyen mit dichtem und nahe an der Geländeoberkante anstehenden Staukörper (Sd-Horizont) häufiger und intensiver auftreten als auf Pseudogleyen ohne nahe an der Geländeoberkante anstehendem Staukörper.

Die kontinuierliche Saugspannungsmessungen gemeinsam mit meteorologischen Daten führten zu umfassenden Bilanzierungen des Bodenwasserhaushaltes. Um die Bilanzgrößen des Bodenwasserhaushaltes zu berechnen wurde das Speicherkaskadenmodell CASCADE eingesetzt. Die Bilanzierungen des Bodenwasserhaushaltes bildeten die Grundlage zur Bilanzierung des Stickstoffhaushaltes.

Die Stickstoffentzüge erfolgen am Standort Auen fast ausschließlich durch Pflanzenentzügen. Stickstoffentzüge durch Denitrifikation (3 bis 6 kg/ha) und Auswaschung (11 bis 12 kg/ha) sind im Vergleich zu den Teilflächen des Standortes Schornbusch sehr gering. Sie machen nur ca. 10 % des eingebrachten Düngerstickstoffes aus.

An den Teilflächen Ober- und Mittelhang sind die Pflanzenentzüge in den Bilanzjahren 1996 und 1997 um ca. 25 % geringer als an den Teilflächen Unterhang. Die Stickstoffverluste über die Denitrifikation (Ober- und Mittelhang 10 bis 22 kg/ha; Unterhang 10 bis 19 kg/ha) sind größer als am Standort Auen und machen ca. 10 % des eingebrachten Düngerstickstoffes aus. Sehr großen Einfluß auf die negativen Bilanzsalden haben die Stickstoffverluste durch die lateralen und vertikalen Stoffverlagerungen. Die Auswaschungsraten an den Teilflächen Oberhang (53-97 kg/ha) und Mittelhang (32-70 kg/ha) machen zum Teil bis zu 57 % bzw. 47 % des eingebrachten Düngerstickstoffes aus. Die Auswaschung an der Teilfläche Unterhang ist mit 6 bis 20 kg/ha sehr gering und mit den Auswaschungsraten des Standortes Auen zu vergleichen.

Am Standort Auen beträgt im Bilanzzeitraum von Oktober 1996 bis April 1998 die berechnete Denitrifikationsrate im Sw - Horizont für die Versickerungsperiode 1996/1997 3,3 kg/ha und für die Versickerungsperiode 1997/1998 4,6 kg/ha. Damit ist die Denitrifikationsleistung des Sw - Horizontes zwischen 50 und 100 cm in etwa der durchschnittlichen Denitrifikationsleistung des Ap - Horizontes gleichzusetzen.

Die für den Bilanzzeitraum von Oktober 1996 bis April 1998 berechnete Denitrifikationsraten des Stauwasserleiters bzw. -körpers am Standort Schornbusch liegen zwischen 12 und 14 kg/ha. Die Denitrifikationsraten des Stauwasserbereichs liegen am Standort Schornbusch demnach unterhalb der Denitrifikationsraten des Ap-Horizontes.

Durch den Einfluß der einmündenden Dränagen ist während der winterlichen Versickerungsperiode eine Veränderung der Abflußdynamik und der Stickstoff-Konzentrationen am Standort Schornbusch im angrenzenden Vorfluter nachgewiesen worden. Für den Zeitraum vom 1.9.1996 bis 31.8.1997 wurde der durchschnittliche Abfluß des Vorfluters von 1,3 l/s auf 1,5 l/s um 7 % erhöht. Im Zeitraum größter Dränagenschüttung (Februar – April) wird der Abfluß des Vorfluters um ca. 30 % gesteigert. Die Veränderungen der Stickstoffdynamik im Vorfluter durch die Dränage wird durch den Eintrag von Nitrat verursacht. Für den Bilanzzeitraum wurden für den Vorfluter eine Stickstofffracht von 43 kg berechnet. Durch die Dränage wird die Stickstofffracht des Vorfluters verdoppelt.

Durch den Vorschlag zur Erstellung eines Schätzverfahrens zur Abschätzung der Denitrifikationsleistung von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen wurde ein möglicher Praxisbezug aufgezeigt.

Literaturverzeichnis

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 3. Auflage, Hannover.
- AG Bodenkunde (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage, Hannover.
- AG Bodennutzung in Wasserschutz- und Schongebieten (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat.- Gießen.
- Anonym (1991): Richtlinie (91/676/EWG) des Rates vom 12.12.1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. EG Nr. L 375/1.
- Anonym (1996): Düngeverordnung (Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen) vom 26.10.1996. BGBl, T.I., Nr.6.
- Arndt, H. (1980): Sozio-ökonomische Wandlungen im Agrarwirtschaftsraum der Jülich-Zülpicher Börde, Selbstverl. im Wirtschafts- u. Sozialgeograph. Inst. d. Univ. zu Köln, 276 S., Köln.
- Aulakh, M.S.; Doran, J.W.; Moiser, A.R. (1992): Soil denitrification - Significance, measurement, and effects of management. *Adv. Soil Sci.* 18: 1-57.
- Azam, F.; Mahmood, T.; Malik, K.A. (1988): Immobilization - remineralization of $\text{NO}_3\text{-N}$ and total N balance during the decomposition of glucose, sucrose and cellulose in soil incubated at different moisture regimes. *Plant and Soil* 107, 159-163.
- Badr, O.; Probert, S.D. (1993): Oxides of nitrogen in the earth's atmosphere: trends, sources, sinks and environmental impacts. *Applied Energy* 46: 1-67.
- Bandibas, J.; A. Vermoesen; De Groot, C.J.; van Cleemput, O. (1994): The effect of different moisture regimes and soil characteristics on nitrous oxide emission and consumption by different soils. *Soil Science* 158: 106-144.
- Becher, H.H (1970): Eine Methode zur Messung der Wasserleitfähigkeit von Böden im ungesättigten Zustand. Dissertation Universität Hannover.
- Becher, H.H. (1971): Ein Verfahren zur Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. In: *Z. Pflanzenernähr u. Bodenk.*, Bd. 128, H. 1, 1-12.
- Becher, H.H. (1979): Bemerkungen zur Ermittlung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit unter nichtstationären Bedingungen. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 138,
- Beck, T. (1979): Die Nitrifikation in Böden (Sammelreferat). - *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 142, 344-346.
- Beck, T. (1983): Die N-Mineralisation von Böden im Labor-Brutversuch. - *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 146, 243-252.

- Becker, K.W.; Drechsler, H.; Eulenstein, F.; Meyer, B. (1992): Bodengebundene Parameter zur Beurteilung der Nitratabbauraten durch Denitrifikation. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 68, 25-28.
- Benckiser, G.; Syring, K.-M. (1987): Effects of soil variables on N₂O release from an alfisol and inceptisol. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/II, 477-480.
- Benckiser, G.; Syring, K.-M. (1992): Denitrifikation in Agrarstandorten. - *BioEngineering* 8, 46-52.
- Benckiser, G.; Gaus, G.; Syring, K.; Haider, K.; Sauerbeck, D. (1990): Field measured N₂O- and N₂ -release relationships with carbon turnover, soil nitrate contents, water tensions and temperatures. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 60, 189-196.
- Blume, H.P. (1968): Stauwasserböden. In: *Arbeiten der Universität Hohenheim*, Bd. 42, 245 S., Stuttgart.
- Bomholt, G. (1998): Über die Aussagefähigkeit von in-situ gemessenen Redoxpotentialen in stauwasserbeeinflussten Ackerböden. unveröffentlichte Diplomarbeit, Geographische Institut, Ruhr-Universität-Bochum.
- Böttcher, J. (1983): Bioelementbilanz und -transport in Löss und Sand-Lysimetern bei unterschiedlichen Grundwasserständen. - *Gött. Bodenkdl. Ber.* 76, 1-205.
- Bottner, P. (1985): Response of microbial biomass to alternate moist and dry conditions in a soil incubated with ¹⁴C- and ¹⁵N-labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.* 17, 329-337.
- Bremner, J.M.; Shaw, K. (1958): Denitrification in soil. I. Methods of investigation. II. Factors affecting denitrification. - *J. Agric. Sci.* 51, 22-52.
- Bremner, J.M.; Blackmer, A.M. (1981): Terrestrial nitrification as a source of atmospheric nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (ed.): *Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide.* A Wiley-Inter-science Publication, John Wiley & Sons, New York, 151-170.
- Brosius, F. (1998): *SPSS 8. Professionelle Statistik unter Windows.* 1001 S., Bonn.
- Brumme, R.; Loftfield, N.; Beese, F. (1987): N₂O-Freisetzung aus einer Braunerde. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/II 585-586.
- Butzke, H. (1980): Erläuterungen zur Bodenkarte des Staatsforstes Kottenforst 1:10.000, Krefeld.
- Cabrera, M.L. (1993): Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 63-66.
- Chichester, F.W.; Legg, J.O.; Stanford, G. (1975): Relative mineralization of indigenous and recently incorporated ¹⁵N-labelled nitrogen. - *Soil Sci.* 120, 455-460.

- Christensen, S. (1985): Denitrification in an sandy loam soil influenced by climatic and soil conditions. - *Tidsskr. Planteavl.* 89, 351-365.
- Cogger, C.G., Kennedy, P.E.; Carlson, D. (1992): Seasonally saturated soils in the Puget Lowland II. Measuring and interpreting redox potentials. *Soil Sci.* 154, 50-58.
- Conrad, R. (1990): Flux of NO_x between soil and atmosphere: Importance and soil microbial metabolism. In: Revsbech, N.P. & J.Sørensen (eds.): *Denitrification in soil and sediment.* Plenum Press, New York and London, 105-128.
- Cortez, J. (1989): Effect of drying and rewetting on mineralization and distribution of bacterial constituents in soil fractions. *Biol. Fertil. Soils* 7, 142-151.
- Crutzen, P.J. (1981): Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (ed.): *Denitrification, nitrification and atmospheric nitrous oxide.* A Wiley- Interscience Publication, John Wiley & Sons, New York, 17-44.
- Czeratzki, W. (1973): Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. - *Landbauforsch. Völkenrode* 23, 1-18.
- Dabbert, S; Hermann, S.; Kaule, G.; Sommer, M. (Hrsg.) (1999): *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit an Beispielen von Agrarlandschaften,* 273 S., Stuttgart.
- Davidson, E.A. (1991): Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In: Rogers, J.E. & W.B. Whitman (eds.): *Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogen oxides and halomethanes.* Amer. Soc. Microbiol., Washington, 219-235.
- Davidson, E.A. (1992): Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 95-102.
- Debyle, N.V.; Hennes, R.W.; Harrt, G.E. (1988): Evaluation of ceramic cups for determining soil solution chemistry.- *Soil Sci* 146, 30-36.
- Demuth, N.; Hiltbold, A. (1993): Preferential flow: Eine Übersicht über den heutigen Kenntnisstand. - *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.,* Bd. 156, 479-484.
- Dohmen, H.; Dorff, R. (1984): *Forstliche Standortkarte Nordrhein-Westfalen 1:10.000. Erläuterungen für das Kartiergebiet Kottenforst-Ville, Recklinghausen.*
- Deutscher Wetterdienst (Hrsg.) (1960): *Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen,* Offenbach a.M..
- Faulkner, S.P.; Patrick, Jr.W.H.; Gambrell, R.P. (1989): Field techniques for measuring wetland soil parameters. *Soil Sci. Am. J.* 53, 883-890.
- Fiedler, S; Fischer, W.R. (1994): Automatische Messanlage zur Erfassung kontinuierlicher Langzeitmessungen von Redoxpotentialen in Böden. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.,* Bd. 157, 305-308.

- Fiedler, S. (1997): In-situ-Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden einer Endmoränenlandschaft im württembergischen Alpenvorland. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 42, Univ.Hohenheim, 135 S., Stuttgart.
- Fink, A. (1991): Düngung – ertragssteigernd qualitätsverbessernd umweltgerecht - , 174 S., Stuttgart.
- Flink, K. (1965): Geschichte der Burg, der Stadt und des Amtes Rheinbach. Von den Anfängen bis zum Ausgang des 18. Jahrhunderts. Bonn.
- Focht, D.D.; Verstraete, W. (1977): Biochemical ecology of nitrification and denitrification. - In: M.Alexander (Hrsg.) „Advances in Microbial Ecology 1“, 135-214; Plenum Press Inc.; New York, USA.
- Fuchs, A. (1910): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen u. benachb. Bundesstaaten. Blatt Rheinbach , 55 S., Berlin.
- Gisi, U.; Schenker, R.; Schulin, R.; Stadelmann, F.; Sticher, H. (1997): Bodenökologie, 350 S., Stuttgart
- Granli, T.; Böckmann, O. (1994): Nitrous oxide from agriculture. Norwegian journal of agricultural sciences, supplement No. 12
- Groffman, P.M.; Tiedje J.M. (1988): Denitrification hysteresis during wetting and drying cycles in soil. - Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 1626-1629.
- Grossmann, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwässern mittels Saugkerzen.- 147 S., Diss. T.U. München, Fak. f. Biol. Chemie Geowissenschaften.
- Hack, J. (1999): N₂O-Emissionen und denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste landwirtschaftlich genutzter Böden im Elsaß unter Berücksichtigung von Boden- und Witterungsfaktoren sowie der nitratreduzierenden und nitrifizierenden Mikroflora. In: Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, H.50, Univ. Hohenheim, 271 S., Stuttgart.
- Hartge, H.; Horn, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik.- Stuttgart.
- Haude, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evapotranspiration. – Mitt. Dt. Wetterdienstes 8.
- Hennig, A. (1992): Vergleich verschiedener Methoden zur Berechnung und Simulation des Bodenwasserhaushaltes – dargestellt am Beispiel von Auenböden bei Hennef/Sieg. In: Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Bd. 6, 135 S.
- Hennig, A.; Zepp, H. (1992): Simulation der Bodenwasserdynamik mit linearen und nichtlinearen Speicherkaskaden. Eine praxisorientierte Alternative zu bodenphysikalisch-deterministischen Modellen.- Deutsch. Gewässerkdl. Mitt. 36, 108-115.

- Henscheid, S. (1992): Beziehungen zwischen Bodennutzung und Nitrat-Stickstoff in der Dränzone von Lößdecken der Rheinbacher Lößplatte. Ein Beitrag zur Quantifizierung des Stoffhaushaltes von Agrarökosystemen. unveröffentlichte Diplomarbeit Geographisches Institut, Univ.Bonn.
- Heyder, D. (1985): Denitrifikation im Boden und Untergrund. - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 26, 377-385.
- Heyder, D. (1993): Nitratverlagerung, Wasserhaushalt und Denitrifikationspotential in mächtigen Lößdecken und einem Tonboden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. - Bonner Bodenkdl. Abh. 10.
- Höhere Forstbehörde Rheinland (Hrsg.) 1984: Waldflächenentwicklung im Rheinland 1820-1980 – Teilbereich Rhein-Sieg-Kreis/Stadt Bonn; Bonn
- Hoffmann, A. (1991): Veränderungen des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung. - UBA-Texte 1/91.
- Hütter, L.A. (1992): Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. 5. Aufl., Frankfurt.
- Huischen, L. (1995): Charakterisierung stauwasserbeeinflusster Waldböden des Kernmünsterlandes mittels in situ gemessener Redoxpotentiale. unveröffentlichte Diplomarbeit, Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum.
- Huischen, L.; Steinweg, B. (1997): Dynamik von Redoxpotential und gelöster organischer Substanz (DOM) in stauwasserbeeinflussten Waldböden des Kernmünsterlandes. In: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 85/I, 245-248.
- Hydro Adri Dülmen GmbH (Hrsg) (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 618 S., Dülmen
- ISO-Entwurf (1994): Soil quality – determination of redox potentials – field method. Committee Draft ISO/CD 11271, 3.5.1994
- v. Itter, A. (1994): Landschaftsökologische Gliederung der Waldareale südlich von Rheinbach. Ein Beitrag zur Quantifizierung des Stoffhaushaltes von Forstökosystemen. – unveröffentlichte Diplomarbeit, Geographisches Institut, Universität Bonn.
- Jansson, S.L.; Persson, J. (1982): Mineralization and immobilization of soil nitrogen. - In: F.J. Stevenson (Hrsg.) „Nitrogen in agricultural soils“, 229-252; Agronomy Monograph No. 22, American Society of Agronomy, Madison, Wi, USA.
- Jarvis, N.; Leeds-Harrison, P.B. (1987): Modelling water movement in drained clay soil. II. Application of the model in Evesham series clay soil. In: Journal of Soil Science 38, S. 499-509.
- Jödemann, D. (1999): Laboruntersuchungen zur bodenmikrobiologischen Aktivität einer vegetationsfreien Fläche auf einem ehemaligen Rieselfeld im Nordosten Berlins. unveröffentlichte Diplomarbeit, Geographische Institut, Ruhr-Universität-Bochum.

- Kalbitz, K.; Knappe, S. (1997): Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 160, 475-483.
- Käss, W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch Hydrogeologie Band 9. GebrüderBorntraeger, 519 S, Berlin/Stuttgart.
- Keller, R. (1964): Eifel-Börde-Ville, Landschaftskunde des Kreises Euskirchen. In: Veröffentlichungen des Vereins der Geschichts- und Heimatfreunde des Kreises Euskirchen e.V., A-Reihe, H. 9, 122 S., Euskirchen.
- Kerkau, H.-J. (1987): Forstliche Standortskarte Nordrhein-Westfalen 1:10.000. Erläuterungen für das Kartiergebiet Rheinbach Altenahr. 83 S., Recklinghausen.
- Kladivko, E.J.; Van Scoyoc, G.E.; Monke, E.J.; Oates, K.M.; Pask, W. (1991): Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. J. Environ. Qual. 20, 264-270.
- Köbrich, D.; Heinemeyer, O.; Haider, K. (1993): Abgabe von N₂O aus einer intensiv gedüngten Lößparabraunerde in Ackernutzung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 69, 209-212.
- Köhler, W.; Schachtel, G.; Voleske, P. (1995): Biostatistik, 285 S., Heidelberg.
- Krahmer, U. (1987): EDV-gestütztes Meß- und Auswerteverfahren zur Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit nach der Verdunstungsmethode. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 150, 392-394.
- Krapfenbauer, A.; Gasch, J. (1990): Stickoxidausgasungen aus den Böden und Folgen für die Ozondynamik. Bodenkultur 41: 293-302.
- Kubiena, W.-L. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Stuttgart.
- Kuikman, P.J.; Jansen, A.G.; Van Veen, J.A. (1991): ¹⁵N-nitrogen mineralization from bacteria by protozoan grazing at different soil moisture regimes. Soil Biol. Biochem. 23, 193-200.
- Langer, H. (1992): Ein Vergleich zwischen standort- und flächenbezogenen Verfahren zur Ermittlung der Grundwasserneubildung. Ein Beitrag zur Quantifizierung des Wasserhaushaltes im Rheinbacher Raum. – unveröffentlichte Diplomarbeit Geographisches Institut, Univ. Bonn.
- Letey, J.; Valoras, N.; Focht, D.D.; Ryden, J.C. (1981): Nitrous oxide production and reduction during denitrification as affected by redox potential. Soil Sci. Soc. Am. J. 45, 727-730.
- Lorenz, G.; Stahr, G. (1989): Stickstoff-Dynamik in Böden einer Lößlandschaft in Süddeutschland. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/I, 407-410.
- Luxmoore, R.J. (1991): On preferential flow and its measurement. In: Preferential flow, Proceedings of the symposium, Chicago, Illinois, edited by Gish, T.J.

- Marks, R.; Müller, M.-J.; Leser, H.; Klink, H.-J. (Hrsg.) (1989): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). In: Forschungen zur dt. Landeskunde, Bd. 229, Trier.
- Ministerialblatt NRW Nr. 42 (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA). –Düsseldorf.
- Moiser, A.R. (1993): State of knowledge about nitrous oxide emissions from agricultural fields. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 69, 201-208.
- Mückenhausen, E. (1978): Rezente und fossile Böden (Paläoböden) der Eifel. In: Bremer, H. & Pfeffer, K.-H. (Hrsg.): *Zur Landschaftsentwicklung der Eifel – Beiträge zur Geologie, Bodenkunde und Geomorphologie* -.In: *Kölner Geogr. Arb.*; H. 36, S. 7-35.
- Myrold, D.D. (1987): Relationship between microbial biomass nitrogen and availability index. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1047-1049.
- Nieder, R.; Richter, J. (1987): Bilanzierung des Dünger-Stickstoffs ^{15}N während der Vegetationszeit des Winter-Weizens 1984/85 in einer Braunerde aus Löß. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/II, 511-516.
- Nieder, R.; Schollmayer, G.; Zakosek, H. (1989): Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden. - *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* 30, 345-355.
- Nishio, T.; T. Fujimoto (1991): Remineralization of nitrogen immobilized by soil microorganisms and effect of drying and rewetting of soils. *Soil Sci. plant Nutr.* 37: 351- 355.
- Nordmeyer, H. (1985): Die Stickstoffmineralisation von Zuckerrübenblatt im Boden. Diss. Universität Hannover, 177 S.
- Nuske, A. (1983): Ein Modell für die Stickstoff-Dynamik von Acker-Lößböden im Winterhalbjahr - Messungen und Simulationen, Diss. Universität Hannover.
- Obermann, P. (1984): Möglichkeiten des Nitratabbaus in Sicker- und Grundwasser. - *Gewässerschutz - Wasser - Abwasser* 65, 577-591.
- Paffen, K.-H. (1962): Niederrheinische Bucht. – In: Meyen, E.; J. Schmidhüsen, *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands II*, S. 822-844, Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg.
- Parkin, T.B. (1987): Soil microsites as a source of denitrification variability. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1194-1199.
- Patten, D.K.; Bremner, J.M.; Blackmer, A.M. (1980): Effects of drying and air-dry storage of soils on their capacity for denitrification of nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 67-70.
- Pfisterer, U.; Gribbohm, S. (1989): Kurzmitteilung: Zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 152, 455-456.
- Pilot, L.; Patrick, W.H. (1972): Nitrate reduction in soils: effect of soil moisture tension. - *Soil Sci.* 114, 312-316.

- Plagge, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. In: *Bodenökologie und Bodengeneese*, H. 3, 152 S.
- Prinz, B. (1997): *Abriß der Ingenieurgeologie*, 546 S., Stuttgart.
- Reemtsma, T.; Bredow, A.; Gehring, M. (1999): The nature and kinetics of organic matter release from soil by salt solutions. *European Journal of Soil Science*, Vol. 50, pp. 53-64.
- Ryden, J.C.; Lund, L.J.; Focht, D.D. (1979a): Direct measurement of denitrification loss from soils: I. Laboratory evaluation of acetylene inhibition of nitrous oxide reduction. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 104-110.
- Ryden, J.C.; Lund, L.J.; Focht, D.D. (1979b): Direct measurement of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methods. - *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 110-118.
- Ryden, J.C. (1983): Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of ammonium nitrate. *J. Soil Sci.* 34, 355-365.
- Richard, T.L.; Steenhuis, T.S (1988): Tile drain sampling of preferential flow on a field scale. *J. Contam. Hydrol.* 3, 307-325.
- Richter, O.; Söndgerath, D.; Dieckkrüger, B. (1996): Sonderforschungsbereich 179: Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen, Abschlußbericht Band 1.- *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, Bd. 24,1. Selbstverlag Institut für Geographie und Geoökologie der TU Braunschweig.
- Robertson, G.P. (1993): Fluxes of nitrous oxide and other nitrogen trace gases from intensively managed landscapes: A global perspective. In: Harper, L.A., A.R. Moiser, J.M. Duxbury & D.E. Rolston (eds.): *Agricultural ecosystem effects on trace gases and globale climate change*. ASA Special Publication No. 55, Madison, 95-108.
- Rothstein, E.; Steenhuis T.S.; Peverly, J.H.; Geohring, L.D. (1996): Atrazine fate on a tile drained field in northern New York: a case study. *Agric. Water Manage.* 31, 195-203.
- Rudaz, A.O.; E.A. Davidson; Firestone, M.K. (1991): Sources of nitrous oxide productions following wetting of dry soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* 85: 117-124.
- Sandner, E.; Mannsfeld, K.; Bieler, J. (1993): Analyse und Bewertung der potentiellen Stickstoffauswaschung im Einzugsgebiet der Großen Röder (Ostsachsen). - *Abh. Sächs. Akad. d. Wissensch.* 58/1.
- Schalich, J. (1974): *Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50.000 L 5036 Euskirchen*. Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.), Krefeld.
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (1998): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke-Verlag, 494 S., Stuttgart.
- Schlichting, E.; Blume, H.-P.; Stahr, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*, 295 S., Berlin.

- Schlichting, E.; Schwertmann, U (1973): Pseudogleye und Gleye, 771 S., Weinheim.
- Schmidt, E.L. (1982): Nitrification in soil. In: F.J.Stevenson (Hrsg.) „Nitrogen in agricultural soils“, 253-288; Agronomy Monograph No 22, American Society of Agronomy, Madison, WI, USA.
- Schneider, U. (1991): Messungen von Denitrifikations- und Nitratwaschungsverlusten in einem landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet. Dissertation Universität Bonn, 86 S.
- Schnürer, J.; Rosswall, T. (1987): Mineralization of nitrogen from ¹⁵N-labelled fungi, soil microbial biomass and roots and its uptake by barley plants. - *Plant and Soil* 102, 71-78.
- Schulte-Kellinghaus, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss- und grundwassernaher Standorte. Diss.Institut für Bodenkunde, Univ. Bonn.
- Seiler, W.; Conrad, R. (1981): Mikrobielle Bindung von N₂O (Distickstoffoxid) aus Mineraldüngern -ein Umweltproblem ? - *Forum Mikrobiologie* 4, 322-328.
- Selenka, F. (1985): In: Winteringham, F.P. (Ed.): *Environment and chemicals in agriculture*, 87-104, Elsevier, London.
- Simarmata, T. (1993): Einfluß erhöhter Mineralisationsaktivität (Grünlandumbruch, Stroh- oder Kompostdüngung) auf die Kinetik der Denitrifikationsverluste, das N₂/N₂O-Verhältnis und die Zuverlässigkeit der N₂O-Reduktaseblockierung durch Acetylen in Böden. Dissertation, Universität Gießen.
- Southwick, L.M.; Willis, G.H.; Bengston, R.L.; Lormand, T.J. (1990): Atrazine and Metolachlor in subsurface drain water in Louisiana. *J. Irrig. Drain. Eng.*, 116, 16-23.
- Spörl, S.; Garz, J. (1981): Zur Abhängigkeit der N-Nachlieferung in Ackerböden von Feuchtigkeit und Temperatur. *Arch.Acker- Pflanzenbau Bodenkd.*, Berlin, 25, 213-218.
- Sponagel, F. (1980): Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.- *Geol. Jb.* F9, 87 S.
- SPSS Base 8.0 (1998): SPSS GmbH.
- Stevenson, F.J. (1986): *Cycles of soils*. - Wiley-Interscience Public., New York, USA.
- Strebel, O.; Duynisveld, W.H.M.; Böttcher, J. (1989): Nitrate pollution of groundwater in Western Europe Agriculture. In: *Ecosyst. and Environm.* 26, 189-214.
- Thiess, W. (1978): Stickstoff- und Wasserhaushalt von Sand-Ackerböden in Nordwest-Deutschland. - Diss. Univ. Göttingen.
- Thurmann, E.M. (1985): Humic substances in groundwater. In: Aiken, G.R., MacKnight, D.M. & MacCarthy, P.P. (eds.): *Humic substances in soil, sediment and water*. New York.

- Tiedje, J.M.; Simkins, S.; Groffman, T. (1989): Perspectives on measurement of denitrification in the field including recommended protocols for acetylene based methods. *Plant and Soil* 115: 261-284.
- Traub-Eberhard, U.; Kördel, W.; Klein, W. (1993): Pesticide movement into subsurface drains on a loamy silt soil. *Chemosphere* 28 (2), 273-284.
- Trautmann, W. (1973): Vegetationskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200.000 – Potentielle Vegetation- Blatt CC5502 Köln. In: Schriftenreihe für Vegetationskunde 6, 172 S., Bonn-Bad Godesberg.
- Trimborn, M. (2001): Stickstoffumsatz in Pseudogleyen. Dissertation Universität Bonn (in Vorbereitung), Bonn.
- Trolldenier, G.; Wollersheim, R. (1985): Einfluß von Lagerungsdichte und Wasserspannung auf die Denitrifikation. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 43/II, 611-616.
- Uhlenbrock, O. (1993): Messung und Bilanzierung der Nährstoffversorgung von Ackerstandorten der Rheinbacher Lößplatte. Ein Beitrag zur Quantifizierung des Stoffhaushaltes von Ackerstandorten. - Diplomarbeit Geographisches Institut, Univ. Bonn.
- Van Gestel, M.; Ladd J.N.; Amato, M. (1991): Carbon and nitrogen mineralisation from two soils of contrasting texture and microaggregate stability: influence of sequential fumigation, drying and storage. *Soil Biol. Biochem.* 23, 313-322.
- Wang, W.C.; Sze, N.D. (1980): Coupled effects of atmospheric N₂O and O₃ on the earth's climate. - *Nature* 286, 589-590.
- Watson, C.J.; Rodhe, H.; Oeschger, H.; Siegenthaler, K. (1990): Greenhouse gases and aerosols. In: J.T.Houghton, G.J.Jenkins & J.J.Ephraums (eds.): *Climate change: The IPCC scientific assessment.* Cambridge University Press, Cambridge, 5-40.
- Wendland, A. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. - Springer-Verlag, Berlin.
- Weyer, T. (1993): Kalkungsversuche mit carbonatisch und silicatisch gebundenen Kalk- und Magnesiumdüngern - Initialeffekte auf versauerten Waldböden Nordrhein-Westfalens. *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 12, 299 S.
- Wichtmann, W.; Lennartz, B.; Widmoser, P. (1998): Bromidverlagerung an zwei gedränten Standorten in Schleswig-Holstein. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 161, 121-128.
- Wodsak, H.P. (1993): Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft. *Schriftenreihe Agrarspektrum Band 21*, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- Zepp, H. (1987): Wasserhaushalt und Verlagerung wasserlöslicher Stoffe in Lößdecken des Main-Taunus-vorlandes. - *Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde* 56, 1-167.
- Zepp, H. (1991a): Eine quantitative, landschaftsökologisch begründete Klassifikation von Bodenfeuchteregime-Typen für Mitteleuropa. - *Erdkunde* 45, 1-17.

- Zepp, H. (1991b): Zur Systematik landschaftsökologischer Prozeßgefüge-Typen und Ansätze ihrer Erfassung in der südlichen Niederrheinischen Bucht. -Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde 60, 135-151.
- Zepp, H. (1993): Ein Schätzrahmen für quantitative Bodenfeuchtereimes. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 72, 1097-1100.
- Zepp, H. (1995): Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchtereime-Typen. *Relief, Boden, Paläoklima*, 9, Stuttgart.
- Zepp, H.; Stein, S. (1991): Zur Problematik geoökologischer Kartierung in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Ein Diskussionsbeitrag zur Hemerobiestufenerfassung im Rahmen der Geoökologischen Landschaftsaufnahme. - *Geographische Zeitschrift* 79, 94-112.
- Zepp, H.; Belz, A. (1992): Sensitivity and problems in modelling soil moisture conditions. - *Journal of Hydrology* 131, 227-238.

Anhang

Anhang Teil A: Zeitlicher Gang der Nährstoff-Konzentration in der Bodenlösung	196
Anhang Teil B: Tabellen	211
Anhang Teil C: Abbildungen	240

Verzeichnis der Tabellen und Abbildungen

Tabellen

Tab. A-1: Stauwasserstände unter G.O.F. am Standort Schornbusch von April 1997 bis Juni 1998 (Angabe in Meter)	211
Tab. A-2: Bodenfeuchte der Standorte Schornbusch und Auen (Angaben in Vol.%)	212
Tab. A-3: Bromid-Gehalte am Standort Auen und Schornbusch (Angaben in kg/ha)	213
Tab. A-4: Chlorid-Gehalte am Standort Auen und Schornbusch (Angaben in kg/ha)	213
Tab. A-5: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	214
Tab. A-6: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	214
Tab. A-7: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	215
Tab. A-8: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	216
Tab. A-9: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	217
Tab. A-10: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	217
Tab. A-11: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	218
Tab. A-12: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	219
Tab. A-13: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	220
Tab. A-14: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	220
Tab. A-15: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	221
Tab. A-16: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	222
Tab. A-17: Standort Auen, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	223
Tab. A-18: Standort Auen, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	223
Tab. A-19: Standort Auen, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	223
Tab. A-20: Standort Auen, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.	223
Tab. A-21: Standort Schornbusch, Drainage, Konzentrationen in der Bodenlösung.	224
Tab. A-22: Eschbach (A), Konzentrationen im Vorfluter.	225
Tab. A-23: Eschbach (B), Konzentrationen im Vorfluter.	226
Tab. A-24: Nitrat-N-Dynamik an den Standorten Schornbusch und Auen in der Bodenfeststoffphase (Angaben in kg/ha)	227
Tab. A-25: Ammonium-N-Dynamik an den Standorten Schornbusch und Auen in der Bodenfeststoffphase (Angaben in kg/ha)	228

Tab. A-26:	DOC-Dynamik an den Standorten Schornbusch und Auen in der Bodenfeststoffphase (Angaben in kg/ha)	229
Tab. A-27:	Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch Teilfläche Oberhang (Angabe in mV)	230
Tab. A-28:	Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch Teilfläche Unterhang (Angabe in mV)	231
Tab. A-29:	Abfluß Eschbach A = vor bzw. B = hinter dem Einzugsgebiet Schornbusch (Angabe in l/s)	232
Tab. A-30:	Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch (Angaben in $\mu\text{g N}_2\text{-N/m}^2\text{/h}$) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	233
Tab. A-31:	Jahresverlauf der mikrobiellen Biomasse (N_{mik}) der Standorte Auen und Schornbusch (Angabe in N_{mik} mg N/kg TM) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	233
Tab. A-32:	Jahresverlauf des C/N-Verhältnisses der Standorte Auen und Schornbusch (Angabe = $C_{\text{mik}}/ N_{\text{mik}}$) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	234
Tab. A-33:	Jahresverlauf der DOC-Gehalte Standorte Auen und Schornbusch (Angabe in mg C/kg TM) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	234
Tab. A-34:	mittlere NO_3 -Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente (Angaben in mg/l) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	235
Tab. A-35:	mittlere DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente (Angaben in mg/l) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	235
Tab. A-36:	CO_2 -Emissionen während der Bodensäulenexperimenten (Angabe in mg C/m ² h) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	236
Tab. A-37:	N_2O -Emissionen während der Bodensäulenexperimente (Angaben in $\mu\text{g N/m}^2\text{ h}$) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)	237
Tab. A-38:	Saugspannungswerte während der Bodensäulenexperimente, Teil 1 (Angabe in hPa)	238
Tab. A-39:	Saugspannungswerte während der Bodensäulenexperimente, Teil 2 (Angabe in hPa)	239

Abbildungen

Abb. A-1:	Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Oberhang.	198
Abb. A-2:	Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Mittelhang.	199
Abb. A-3:	Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Unterhang.	200
Abb. A-4:	Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Oberhang.	201
Abb. A-5:	Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Mittelhang.	202
Abb. A-6:	Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Unterhang.	203
Abb. A-7:	DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Oberhang.	204
Abb. A-8:	DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Mittelhang.	205
Abb. A-9:	DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Unterhang.	206
Abb. A-10:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Ap-Horizont	240
Abb. A-11:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, Ap-Horizont	241
Abb. A-12:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Sew-Horizont	241
Abb. A-13:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Swd-Horizont	242
Abb. A-14:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Auen, Sw-Horizont	242
Abb. A-15:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Sd-Horizont, 100 cm Tiefe	243
Abb. A-16:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Sd-Horizont, 100 cm Tiefe	244
Abb. A-17:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, Sw-Horizont, 100 cm Tiefe	245
Abb. A-18:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Auen, Sw-Horizont, 100 cm Tiefe	245
Abb. A-19:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Sd-Horizont, 130 cm Tiefe	246
Abb. A-20:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Sd-Horizont, 130 cm Tiefe	247
Abb. A-21:	Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, Sw-Horizont, 130 cm Tiefe	247

Anhang Teil A

Zeitlicher Gang der Nährstoff-Konzentration in der Bodenlösung

Am Standort Auen wurden die Saugkerzenexperimente neben den witterungsbedingten Ausfallzeiten durch Mäuseverbiß und mehrmalige Beschädigungen (Vandalismus) so nachhaltig behindert, daß auf eine Darstellung als Zeitreihen aufgrund der lückenhaften Datengrundlage verzichtet wird. Die zuvor dargestellten geringen Variationsbreiten der Nitrat-N- (1,0-30,3mg/l) und Ammonium-N-Konzentration (0,3-6,5 mg/l) und die mittleren Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung während der gesamten Untersuchungsperiode (10,7-22,5 mg/l NO₃-N bzw. 1,4-3,3 mg/l NH₄-N) lassen jedoch den Schluß zu, daß die Stickstoffdynamik im Jahresverlauf am Standort Auen weniger stark ausgeprägt ist als an den Teilflächen des Standortes Schornbusch und die kurzfristigen Schwankungen der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung geringer ausfallen als am Standort Schornbusch. Bei dem rein mineralisch gedüngten Schlag ist davon auszugehen, daß die DOC-Dynamik ebenfalls weniger stark ausgeprägt ist als am Standort Schornbusch. Diese Vermutungen werden im folgenden durch die Ergebnisse der Bodenfeststoffphasen-Analysen bestätigt (vgl. Kap. 4.4.3).

Versickerungsperiode Winterhalbjahr 1995/1996

Für die winterliche Versickerungsperiode 1995/1996 liegen für die **Teilflächen Ober- Mittel- und Unterhang** des Standortes Schornbusch witterungsbedingt nur vereinzelte Werte vor. Die Hauptfrucht für das Jahr 1995 war Winterweizen, nach der Ernte (mit Strohabfuhr) Mitte August 1995 wurde eine Stoppelbearbeitung mit der Scheibenegge durchgeführt und eine Gülledüngung (Rindergülle) 30 m³/ha vorgenommen. Zusätzlich erfolgte eine Kompostgabe von 20 tFM/ha. Mitte Dezember 1995 wurde ca. 30 cm tief gepflügt. Im März 1996 wurde ein Amiddünger (Harnstoff) mit 80 kgN/ha gegeben und nach der Saat der Zuckerrübe im April 1996 erfolgte im Mai 1996 die Düngung mit Kalkammonsalpeter (KAS) (50 kgN/ha). Diese Bearbeitungsschritte und Düngegaben machten sich in der Zusammensetzung und Konzentration der Bodenlösung bemerkbar.

Die hohe **Nitrat-N-Konzentration** an der Teilfläche Oberhang (Abb. A-1) von 350 mg/l im Ap-Horizont resultiert aus der im Frühjahr 1996 einsetzenden Mineralisation des eingesetzten Amiddüngers. Amiddünger enthalten Stickstoff in langsam wirkender Form (Harnstoff). Der Harnstoff wirkt langsam, da er im Boden erst zu Ammonium abgebaut werden muß. Diese Umsetzung verläuft bei höheren Temperaturen (20°C) in wenigen Tagen, bei niedrigeren Temperaturen unter 10°C aber nur langsam (FINCK 1991). Die niedrigen Nitrat-N-Konzentrationen im Swe- und Sd-Horizont (18,2-30,6 mg/l bzw. 8,2-13,3 und 0,8-3,7 mg/l) lassen vermuten, daß die Stoffverlage-

rung im Frühjahr 1996 gering war. Für den Ap-Horizont der Teilfläche Mittelhang (Abb. A-2) liegen für diese Versickerungsperiode witterungsbedingt keine Meßwerte der Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung vor. Es ist zu vermuten, daß die Nitrat-N-Konzentrationen wie an der Teilfläche Oberhang auf hohem Niveau liegen, da an der Teilfläche Mittelhang durch den nah an der Geländeoberkante gelegenen und dichten Staukörper des Sd-Horizontes ähnliche Randbedingungen für die Nährstoffdynamik gegeben sind wie an der Teilfläche Oberhang. Im Swd- und Sd-Horizont liegen die Nitrat-N-Konzentrationen wie bei der Teilfläche Oberhang auf niedrigem Niveau (20,6-45,7 mg/l bzw. 5,6-11,5 und 0,1-7,3 mg/l). Die Stoffverlagerung war im Frühjahr 1996 gering, was am geringen Anstieg der Nitrat-N-Konzentrationen im Swd- und Sd-Horizont abzulesen ist. Im Ap-Horizont der Teilfläche Unterhang (Abb. A-3) sind wie an den Teilflächen Ober- und Mittelhang Nitrat-N-Konzentrationen über der ermittelten Durchschnittskonzentration von 98,5 mg/l in der Bodenlösung gemessen worden. Die Nitrat-N-Konzentrationen liegen im Sw-Horizont auf niedrigem Niveau unter den Durchschnittskonzentrationen und sind keinen größeren Schwankungen unterworfen. Im Ap-Horizont nehmen die Nitrat-N-Konzentrationen im Laufe des Frühjahrs 1996 wegen der wachstumsbedingten Stickstoffentzüge der Pflanzen von 190,6 auf 70,1 mg/l ab. Eine Nitrat-N-Verlagerung aus dem Ap- in den Sw-Horizont wird durch eine geringe Nitrat-N-Konzentrationserhöhung im oberen Sw-Horizont in der Meßtiefe 50 cm von 11,4 auf 14,4 mg/l erkennbar.

Die steigende **Ammonium-N-Konzentrationen** im Frühjahr 1996 an der Teilfläche Oberhang (Abb. A-4) im Sd-Horizont (Meßtiefe 100 cm) von 0,7 auf 5,5 und von 0,6 auf 6,6 (Meßtiefe 130 cm) lassen sich wie die hohen Nitrat-N-Konzentrationen durch die Harnstoffdüngung im März 1996 erklären. Der Anstieg macht sich im Ap-Horizont nicht so stark bemerkbar wie im Stauwasserleiter und -körper, da hier das Ammonium besser umgewandelt und von den Pflanzen aufgenommen wurde. Die Ammonium-N-Konzentrationen an der Teilfläche Mittelhang (Abb. A-5) steigen im Frühjahr 1996 infolge der Harnstoffdüngung vom März 1996 im Swd- und Sd-Horizont von 0,6 auf 5,7 mg/l bzw. 0,6 auf 7,3 und 0,7 auf 6,5 mg/l stark an. Die relativ hohen Ammonium-N-Konzentrationen an der Teilfläche Unterhang (Abb. A-6) im Ap-Horizont und die steigenden Ammonium-N-Konzentrationen im Sw-Horizont lassen sich durch die Harnstoffdüngung im März 1996 erklären.

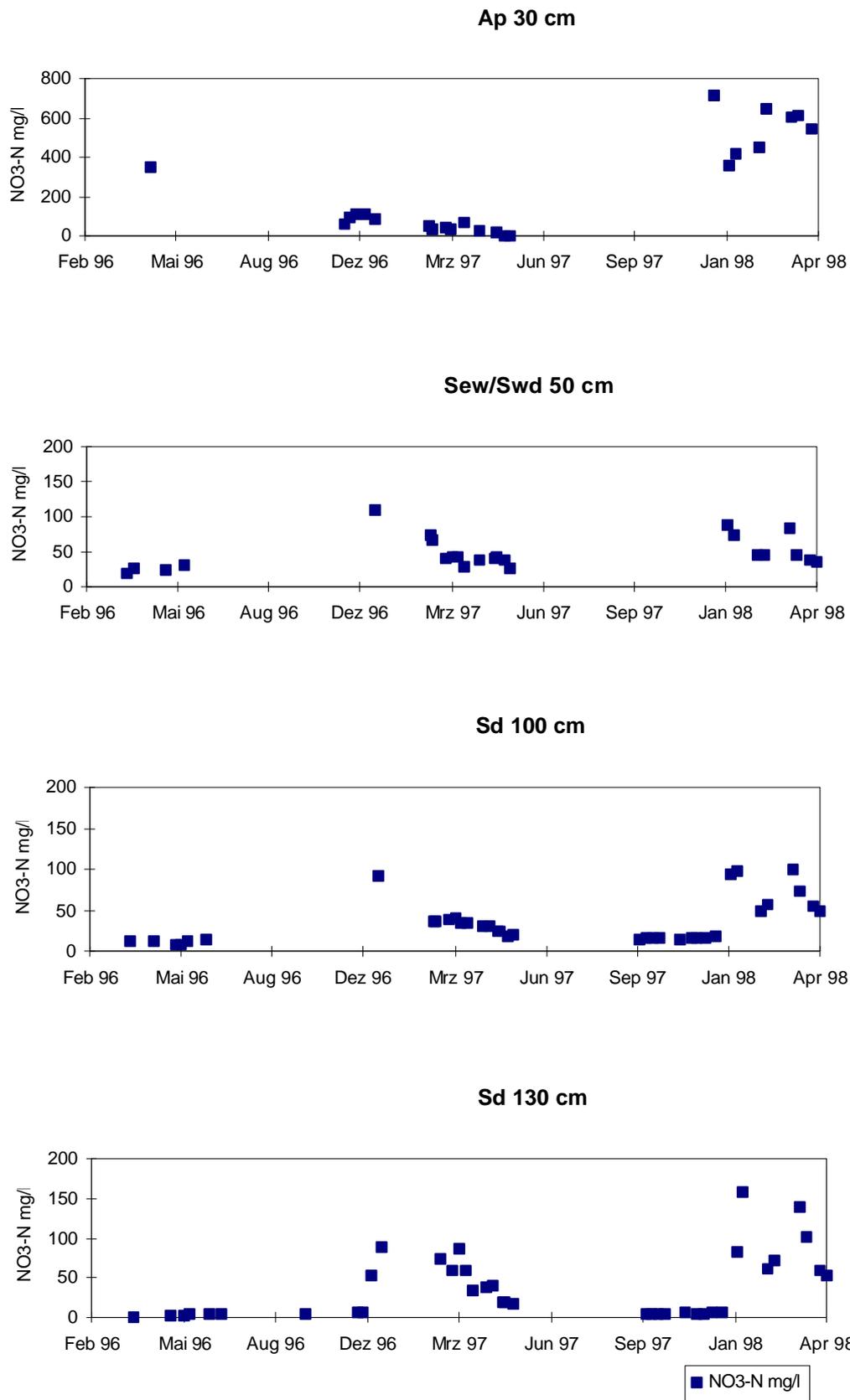


Abb. A-1: Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Oberhang.

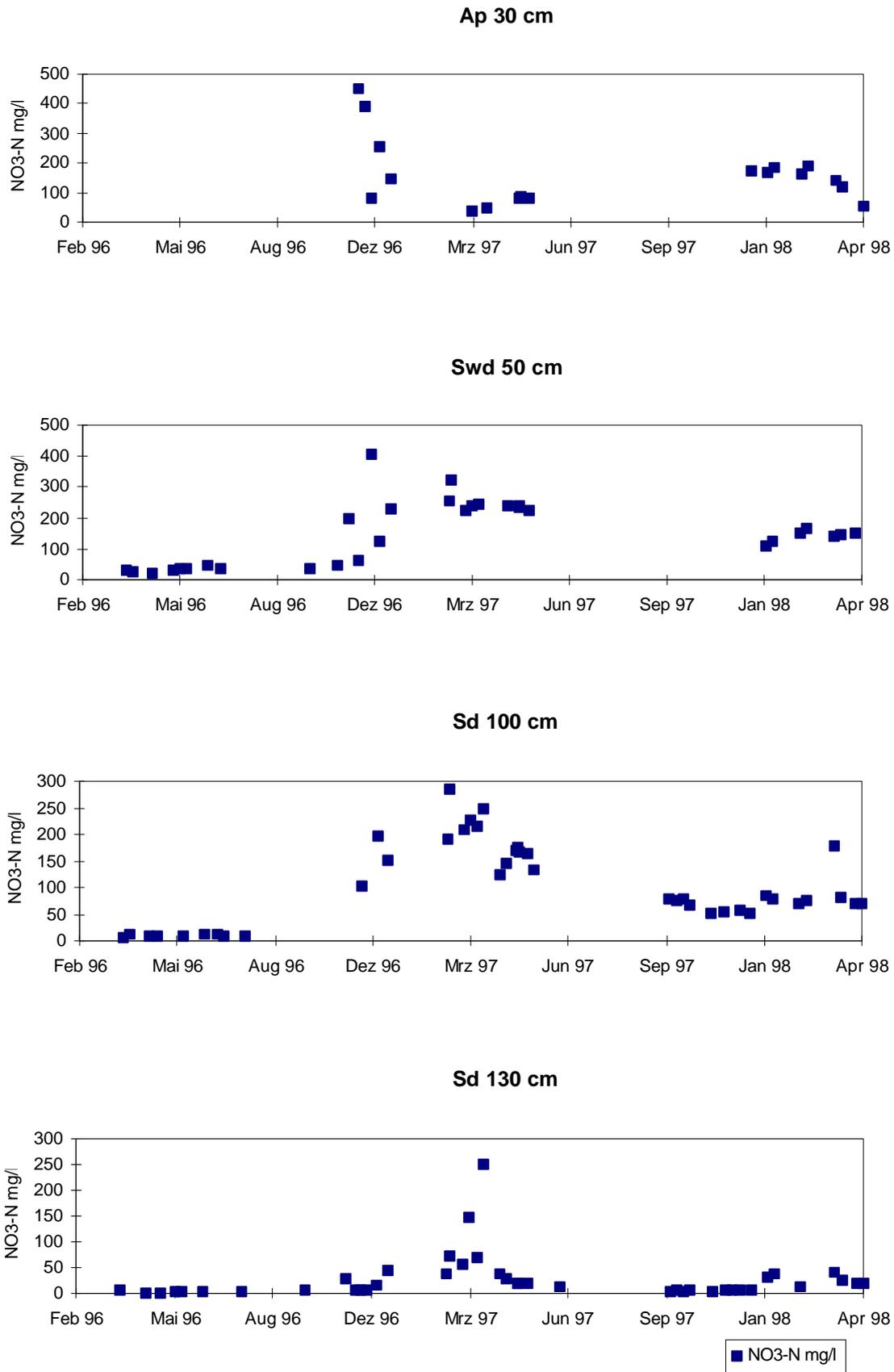


Abb.A-2: Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Mittelhang.

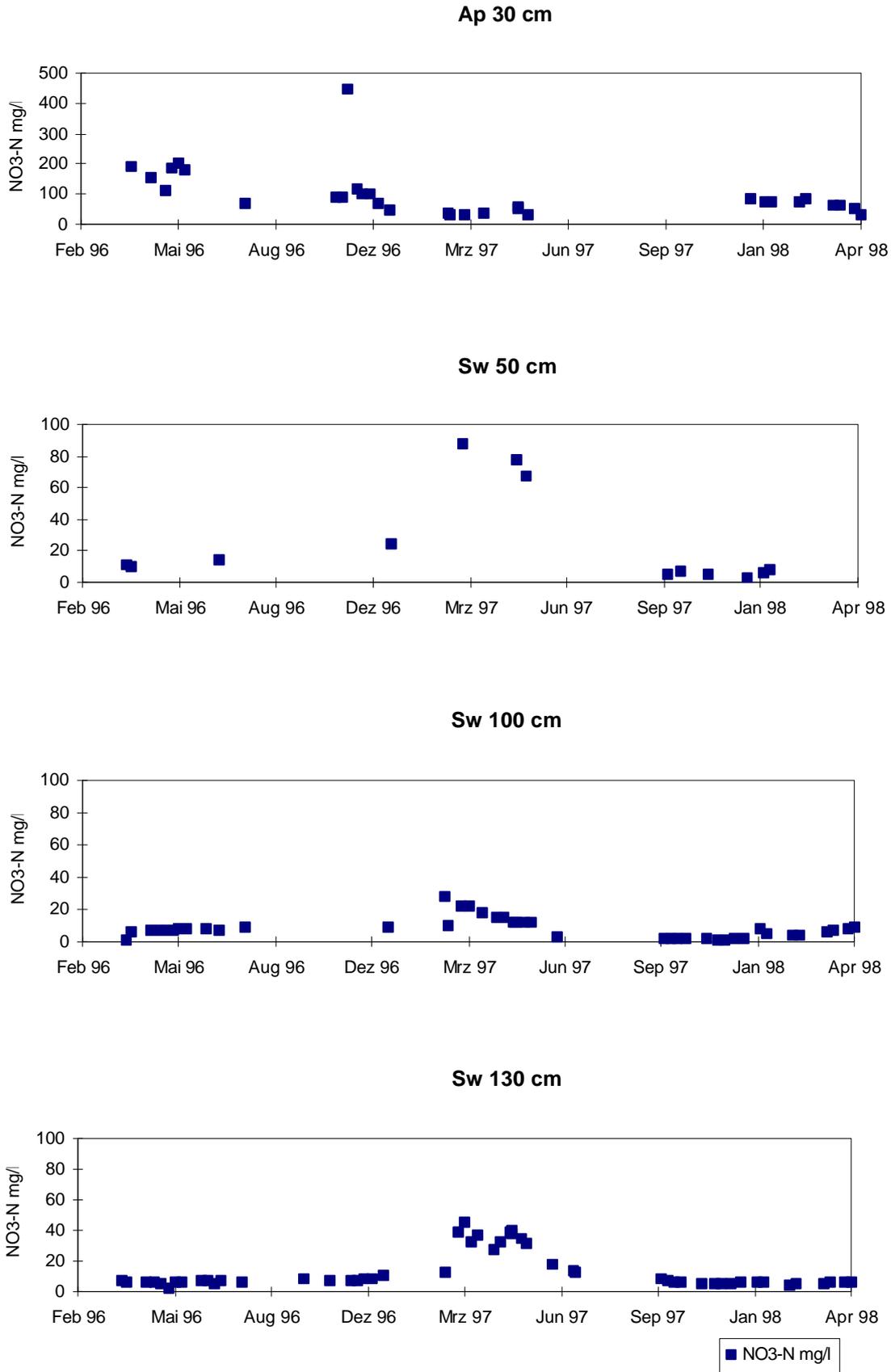


Abb. A-3: Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Unterhang.

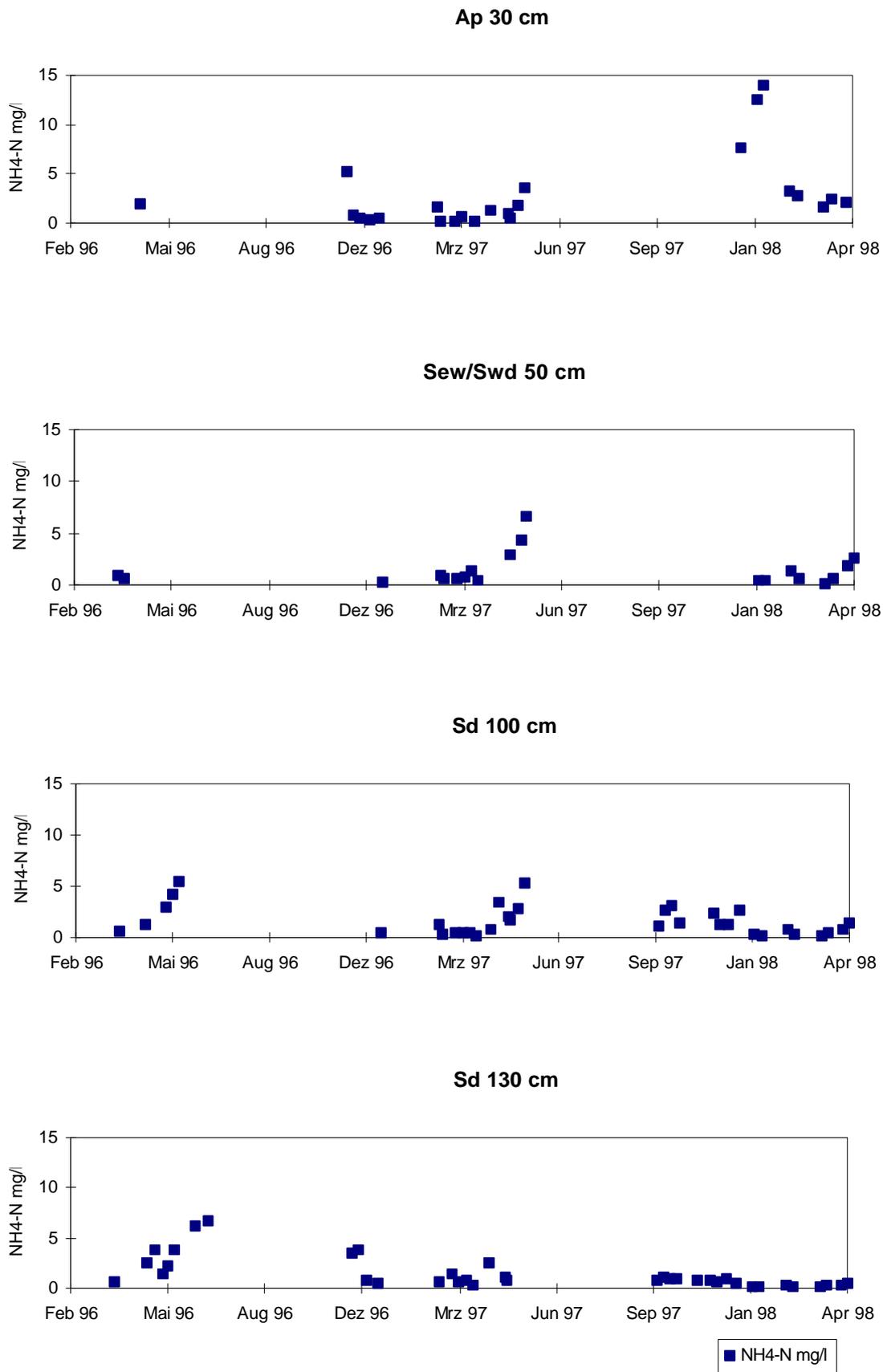


Abb. A-4: Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Oberhang.

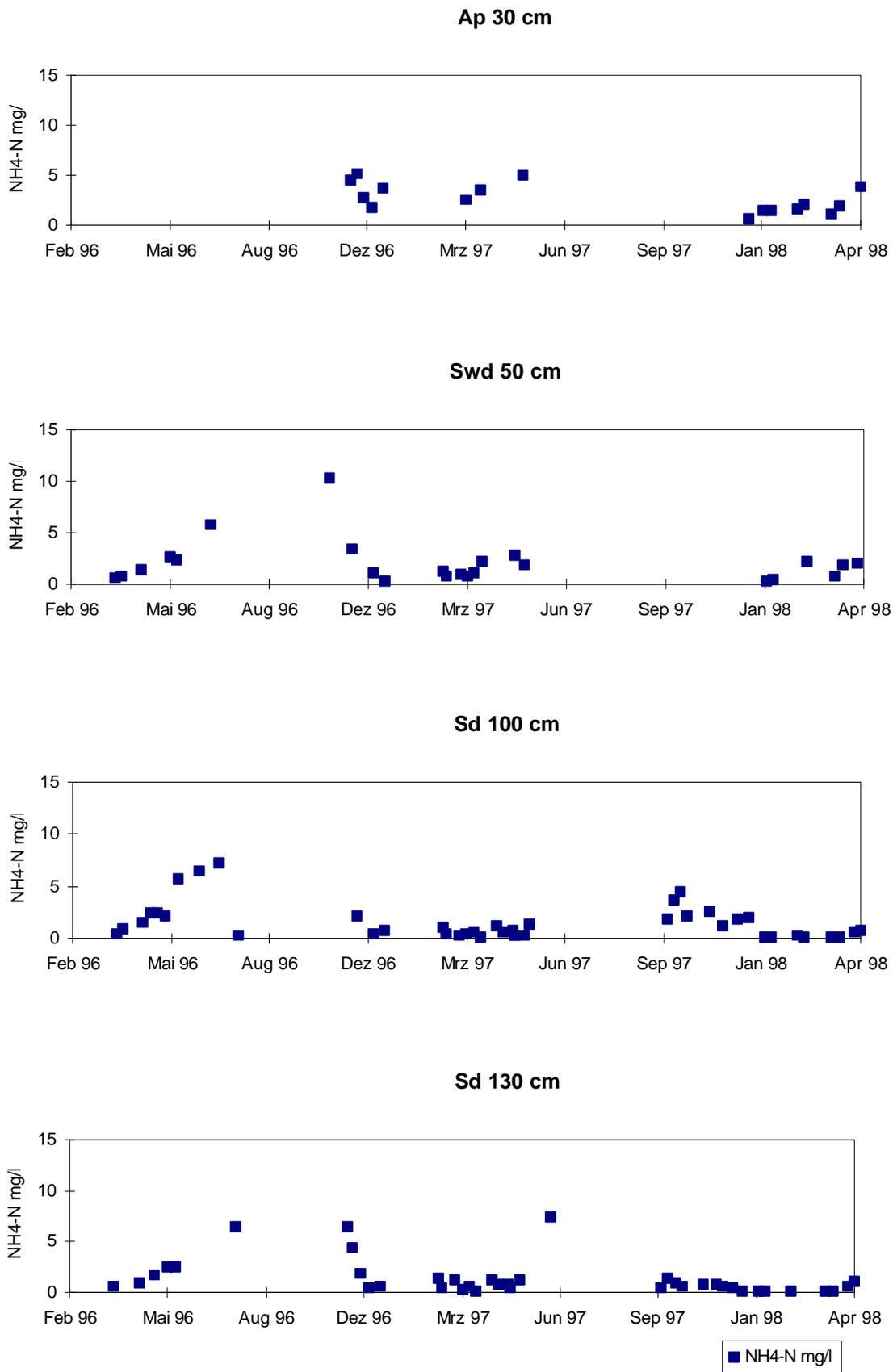


Abb. A-5: Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Mittelhang.

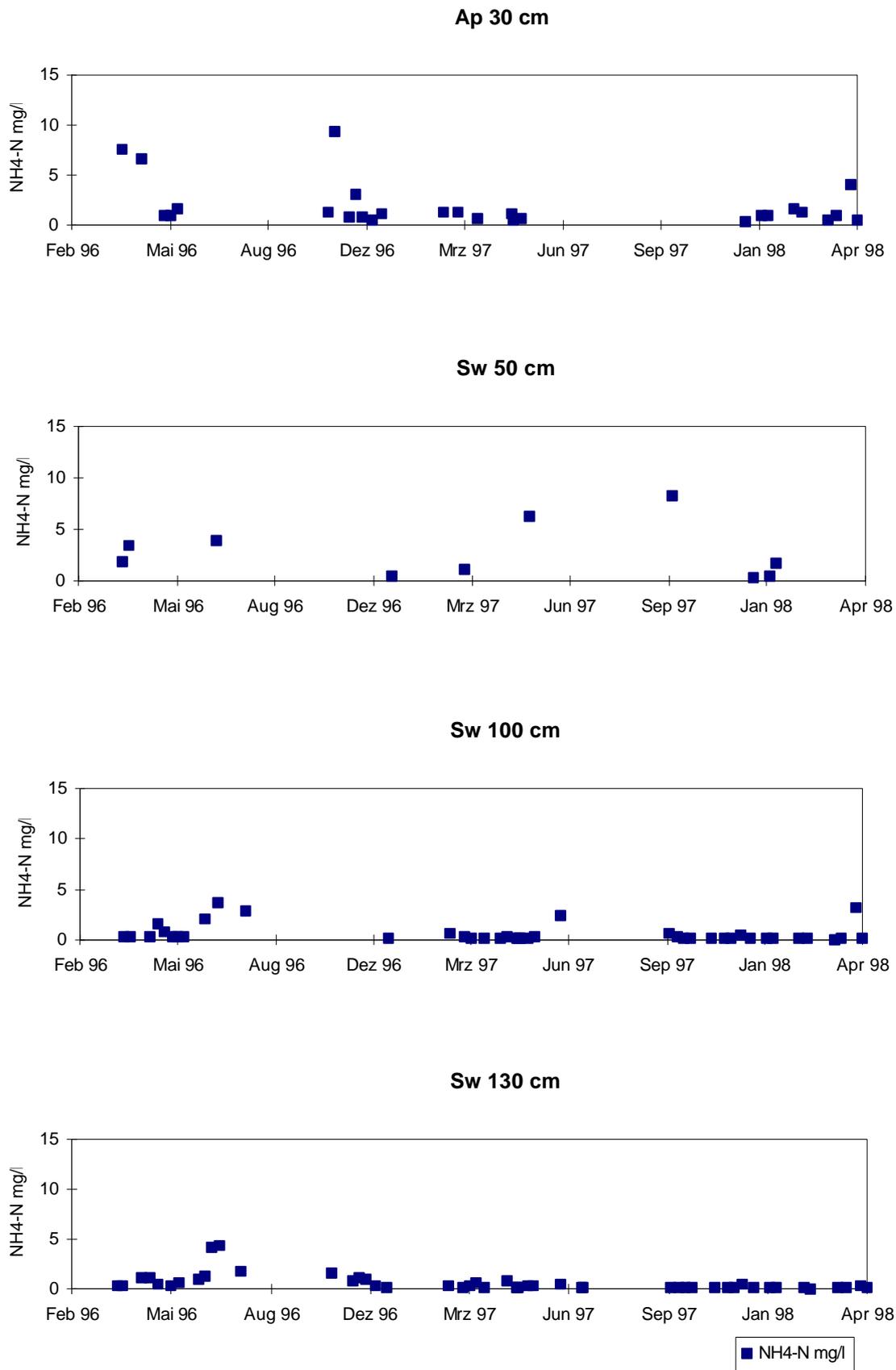


Abb. A-6: Ammonium-N-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Unterhang.

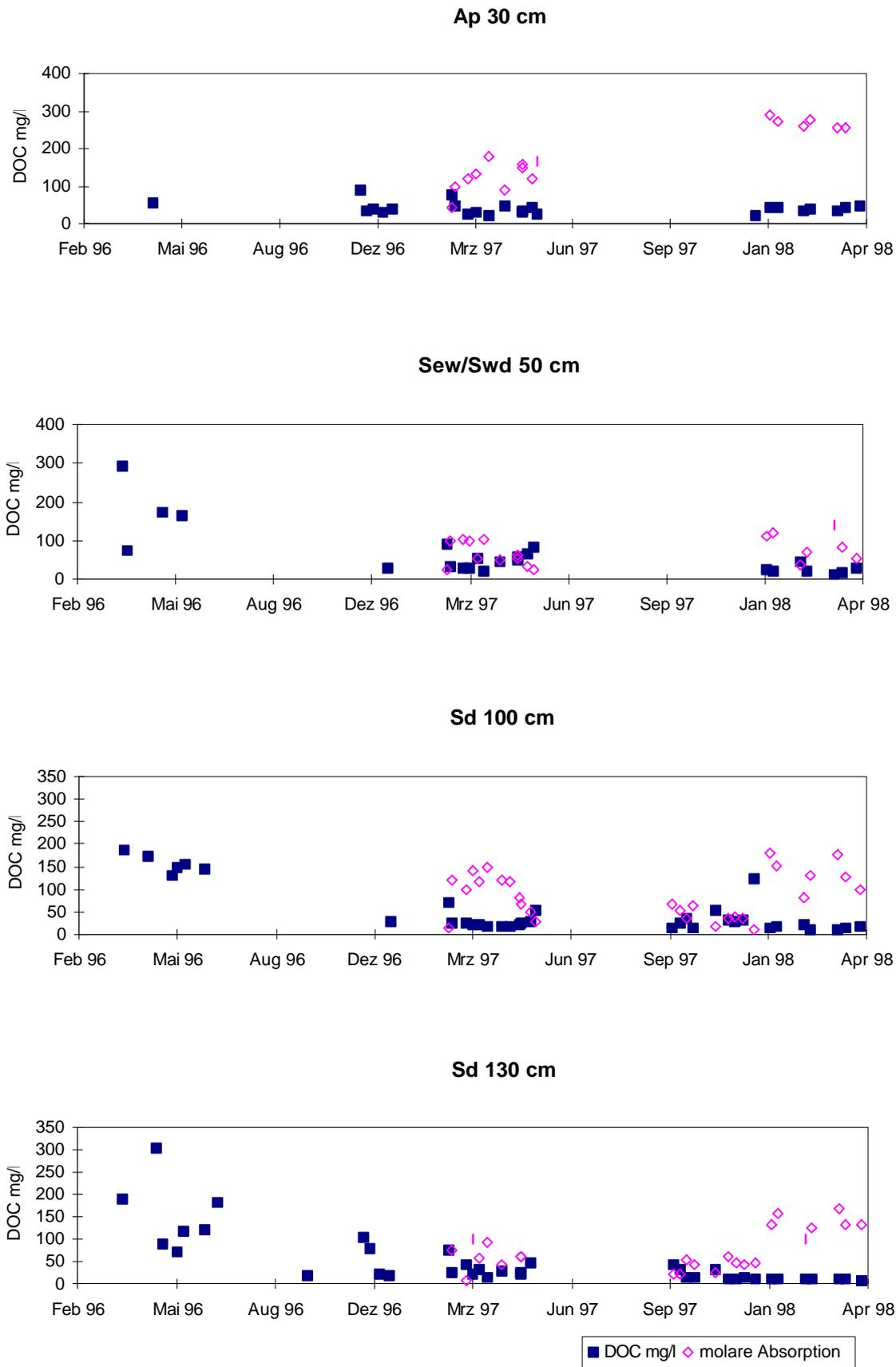


Abb. A-7: DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Oberhang.

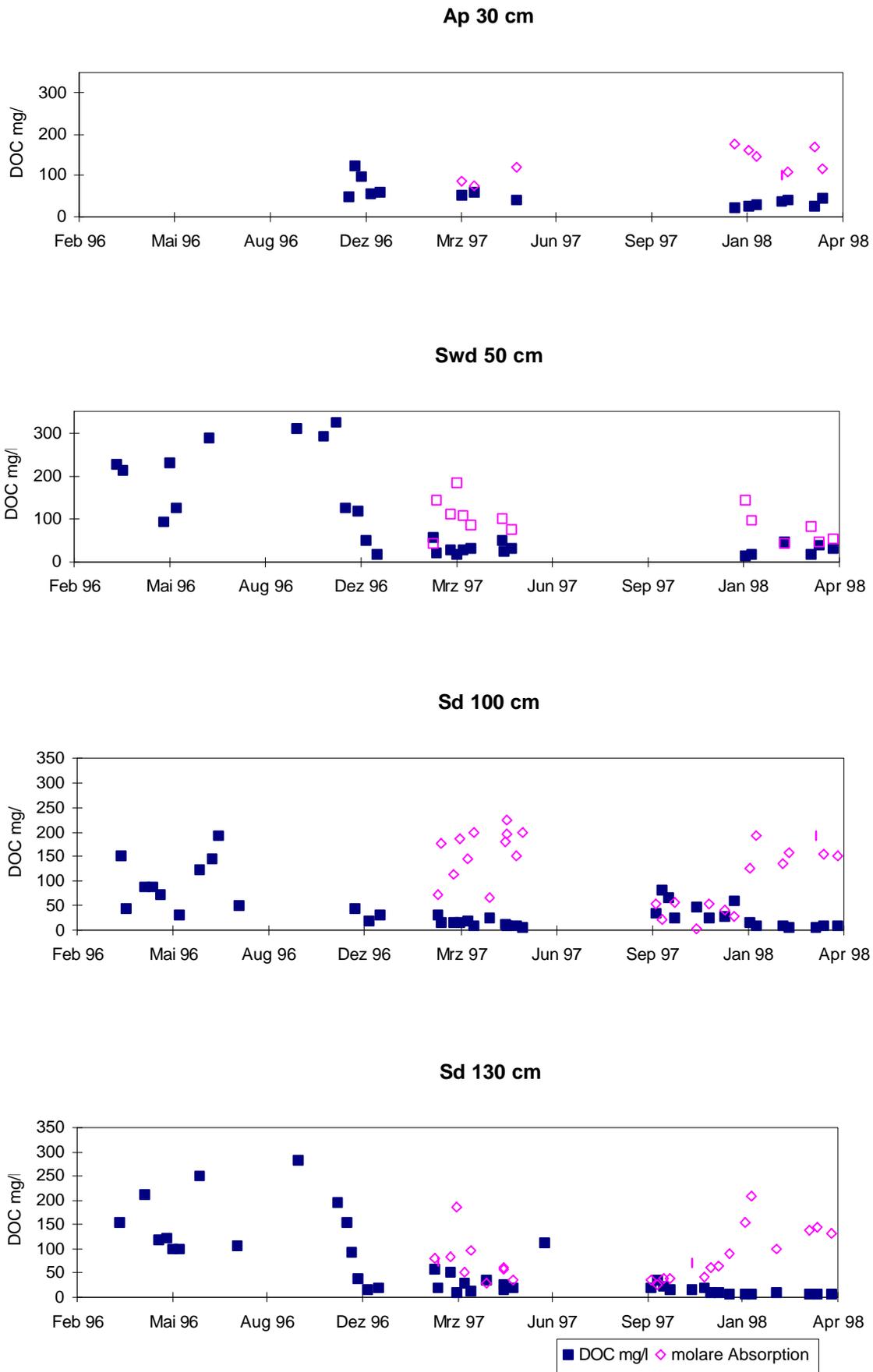


Abb. A-8: DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Mittelhang.

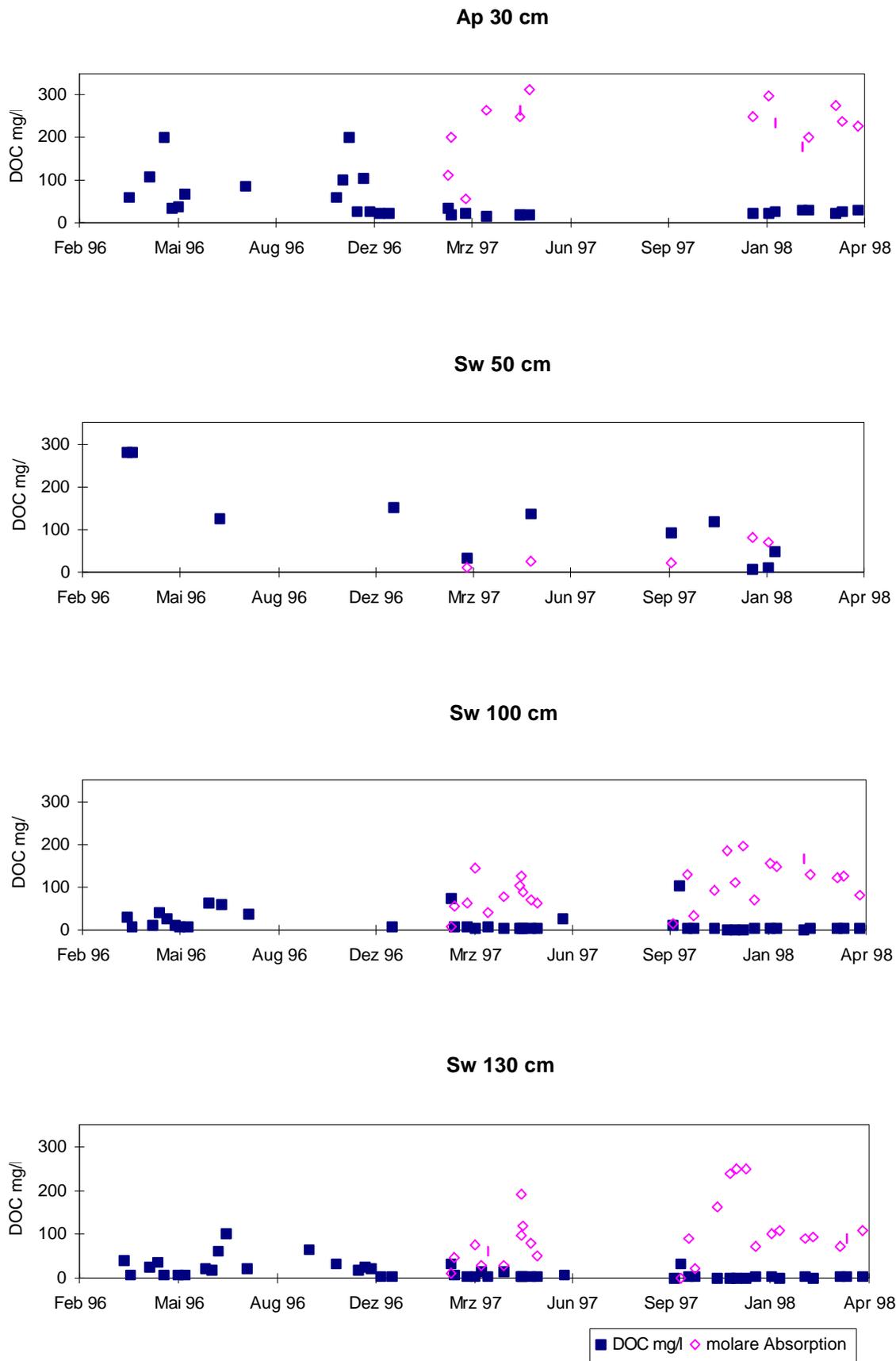


Abb. A-9: DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung an der Teilfläche Unterhang.

Die hohen **DOC-Konzentrationen** im Frühjahr 1996 an der Teilfläche Oberhang (Abb. A-7) im Swe- und Sd-Horizont sind die Folge der organischen Düngung mit Rindergülle und Kompostgabe vom Herbst 1995. Diese Düngeereignisse spiegeln sich im Bereich des Sew-/Swd-Horizontes in der Meßtiefe 50 cm (73,4-293,7 mg/l) sowie im Sd-Horizont in 100 cm (131,5-187,1 mg/l) und 130 cm (70,2-304,7 mg/l) wider. Im Ap-Horizont liegt die DOC-Konzentration mit 53,5 mg/l im März 1996 nur noch leicht über dem Durchschnittswert von 40,4 mg/l. An der Teilfläche Mittelhang (Abb. A-8) schwanken die DOC-Konzentrationen zwischen 94,4 und 438,1 mg/l im Swd-Horizont und 31,3 und 193,2 bzw. 98,8 und 249,7 im Sd-Horizont. An der Teilfläche Unterhang (Abb. A-9) sind die DOC-Konzentrationen ebenfalls in allen Tiefen großen Schwankungen unterworfen.

Versickerungsperiode Winterhalbjahr 1996/1997

In der winterliche Versickerungsperiode 1996/1997 konnten an den Teilflächen des Standortes Schornbusch erstmalig für die gesamte Versickerungsperiode Zeitreihen aufgestellt werden. Hauptfrucht im Jahre 1996 war Zuckerrübe. Bei der Ernte im Oktober 1996 wurden die Zuckerrübenblätter in den oberen Ap-Horizont eingearbeitet. Nach der Saatbettbereitung mit der Scheibengge wurde Winterweizen gesät. Im Januar 1997 wurden 20 tFM/ha Kompostmulch ausgebracht. Im Frühjahr und Sommer 1997 wurden in drei Gaben Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) und Kalkammonsalpeter (KAS) mit 150 kg N/ha gegeben (Startgabe: AHL 50 kgN/ha März 1997, Schossergabe: KAS 40 kgN/ha und Ährendüngung: AHL 60 kgN/ha).

Deutliche Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung machen sich nach der Ernte der Zuckerrüben mit zeitgleichem Einarbeiten der leicht abbaubaren Zuckerrübenblätter an allen Teilflächen des Standortes Schornbusch bemerkbar.

Die **Nitrat-N-Konzentration** in der Bodenlösung an der **Teilfläche Oberhang** (Abb. A-1) stieg in drei Wochen in allen Horizonten und Meßiefen auf sehr hohe Werte (Ap- Maximum 716,5 mg/l) an. Es ist anzunehmen, daß die leicht mineralisierbaren Bestandteile der Rübenblätter noch vor der Frostphase direkt nach dem Einarbeiten in den Boden mineralisiert worden sind und zur Nitrat-N-Konzentrationserhöhung in der Bodenlösung führten. Der zeitgleiche Nitrat-N-Konzentrationsanstieg in allen Tiefen läßt, wie bei den Tracerexperimenten ausgeführt (vgl. Kap. 4.3.1), auf eine schnelle Stoffverlagerung innerhalb des Sd-Horizontes durch präferentiellen Fluß an der Teilfläche Oberhang schließen. Im Frühjahr 1997 nimmt in allen Tiefen die Nitrat-N-Konzentration bedingt durch Pflanzenentzüge ab. Die Startgabe AHL im März 1997 führt zu einer kurzfristigen Nitrat-N-Konzentrationserhöhung in allen Horizonten. Die Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) besteht aus einer Kombination von drei verschiedenen Stickstoffformen und wird als Flüssigdüngung auf den Boden ausgebracht. Die auch als Depotdünger bezeichneten, beson-

ders langsam wirkenden Dünger werden zur Saat oder zum Pflanztermin eingesetzt. In Depotdüngern liegt der Stickstoff entweder in schwer abbaubaren Molekülen vor, oder wasserlösliche N-Formen sind durch Umhüllungen mit Folien in ihrer Wirkung gebremst (FINCK 1991). Die Startgabe der AHL führt dadurch nicht zu einer nachhaltigen Nitrat-N-Erhöhung in der Bodenlösung, sondern beseitigt den Stickstoffmangel des wachsenden Winterweizens. Die Nitrat-N-Konzentrationen an der **Teilfläche Mittelhang** (Abb. A-2) stiegen in kurzer Zeit im Ap-, Swd- und oberen Sd-Horizont auf sehr hohe Werte (450,5, 404,5 bzw. 101,8 mg/l) an, fielen danach im Ap-Horizont wieder bis März 1997 auf 39,7 mg/l ab. Im Swd- und oberen Sd-Horizont führten die erhöhten Nitrat-N-Konzentrationen des Winters 1996 bis ins Frühjahr 1997 zu Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung, die über den ermittelten Durchschnittskonzentrationen von 147,6 bzw. 102,8 mg/l lagen. Im unteren Sd-Horizont wurde eine Erhöhung der Nitrat-N-Konzentrationen erst im März 1997 nachgewiesen. Die Nitrat-N-Konzentrationen an der **Teilfläche Unterhang** (Abb. A-3) im Ap-Horizont steigen kurzfristig ab Oktober 1996 von 91,2 auf 445,1 mg/l an, um dann wie an den Teilflächen Ober- und Mittelhang auf 49,1 mg/l bis Mitte Dezember 1996 zu fallen. Der Nitrat-N-Konzentrationsanstieg ist im Sw-Horizont weniger deutlich, jedoch erhöht sich für die restliche Versickerungsperiode die Nitrat-N-Konzentration im Sw-Horizont über das Niveau der mittleren Nitrat-N-Konzentration. Erst im Sommer 1997 nehmen die Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung bedingt durch die Stickstoffentzüge des Winterweizens ab.

Die **Ammonium-N-Konzentration** steigt in allen Horizonten der **Teilfläche Oberhang** (Abb. A-4) bedingt durch die Ammonnitrat-Harnstoff-Lösungsgaben im März und Juni 1997 an. Der Anstieg macht sich am stärksten im Bereich des Sew- und Sd-Horizontes bemerkbar, da im Ap-Horizont die Umsetzung des Düngers schneller ist und mehr Stickstoff vom Winterweizen aufgenommen wird. Die durch die Harnstoffdüngung im März 1997 erhöhten Ammonium-N-Konzentrationen an der **Teilfläche Mittelhang** (Abb. A-5) im Ap-Horizont fallen bis Dezember 1997 ab, da im Frühjahr und Sommer 1997 der Amiddünger vollständig umgewandelt worden ist. Bei der Ammonium-Dynamik macht sich wie im Jahr 1996 der Einfluß der Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) im Sommer 1997 vereinzelt durch einen starken Anstieg der Ammonium-N-Konzentration im Sd-Horizont bemerkbar. Bei der Ammonium-N-Konzentration an der **Teilfläche Unterhang** (Abb. A-6) macht sich der Einfluß der Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung vom Juni 1997 durch einen Anstieg der Konzentration im Sw-Horizont (100 cm Tiefe) von 0,3 auf 2,5 mg/l bemerkbar.

Bei der **DOC-Dynamik** an der **Teilfläche Oberhang** (Abb. A-7) machten sich unmittelbar nach der Ernte zum einen die Mineralisation der Rübenblätter und im Januar 1997 der Einfluß der

Kompostmulchdüngung bemerkbar. Von diesen kurzfristigen Ereignissen abgesehen liegen die DOC-Konzentrationen in der gesamten Versickerungsperiode in allen Horizonten und Meßtiefen auf für die Teilfläche ermitteltem durchschnittlichen Niveau um 50,0 mg/l.

In der Versickerungsperiode 1996/1997 wurde zusätzlich zur DOC-Konzentration ab Mitte Februar 1997 die **molare Absorption** ($\text{SAK}_{254}/\text{m}^{-1}$) als Qualitätsparameter für die gelöste organische Substanz (DOM) ermittelt. Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) ist nach THURMANN (1985) ein nicht genauer definiertes Gemisch organischer Verbindungen und kann hochmolekulare polyelektrolytische Stoffe mit vielen niedermolekularen Verbindungen in geringen Konzentrationen enthalten. Damit ist die DOC-Konzentration ein Summenparameter, mit dem eine Vielzahl von Stoffen erfaßt wird, ohne daß einzelne Bestandteile genauer charakterisiert werden (JÖDEMANN 1999). Es ist jedoch möglich, mit Hilfe der UV-Absorptionsmessungen (SAK_{254}) den Anteil der Aromate und ungesättigten Verbindungen zu bestimmen. Nach der folgenden Formel kann ein Aromatizitätsindex berechnet werden (REEMTSMA et al. 1999, KALBITZ & KNAPPE 1997, HÜTTER 1992 zit. n. JÖDEMANN 1999):

$$\text{molare Absorption } (\epsilon) = (\text{SAK}_{254}/(\text{DOC}/12000)).$$

Der Wert der molaren Absorption korreliert positiv mit dem Anteil höherpolymerer (aromatenreicheren) organischen Substanz.

An den Zeitreihen werden deutliche qualitative Veränderungen der gelösten organischen Substanz im Jahreslauf und besonders nach Düngeereignissen sichtbar. Nach der Kompostmulchgabe steigt der Aromatizitätsindex im Februar 1996 in allen Horizonten und damit der Anteil der höherpolymeren organischen Substanzen stark an, danach fällt er bis im Mai 1996 wieder stark ab. Die durch die Düngung eingebrachten höherpolymere (aromatenreichere) organische Substanz wurde in diesem Zeitraum verstärkt veratmet; als Endprodukte entstehen unter zum Teil anaeroben Bedingungen verstärkt niedermolekulare organische Säuren (HUISCHEN & STEINWEG 1997).

Die DOC-Konzentrationen an der **Teilfläche Mittelhang** (Abb. A-8) steigen durch die Mineralisierung der Zuckerrübenblätter im Ap-Horizont auf 124,6 mg/l an, fallen dann aber bis Mitte Dezember 1996 auf ein durchschnittliches Niveau von 58,0 mg/l ab. Die Kompostmulchgabe hat auf die DOC-Konzentrationen der Bodenlösung nur einen geringen Einfluß. Nach der Kompostmulchgabe ändert sich jedoch wie an der Teilfläche Oberhang die Zusammensetzung der organischen Substanz in der Bodenlösung, was am Anstieg der molaren Absorption deutlich wird. Bei der DOC-Dynamik an der **Teilfläche Unterhang** (Abb. A-9) fällt unmittelbar nach der Ernte

der Zuckerrüben im Oktober 1996 durch die Mineralisation der Rübenblätter und im Januar 1997 durch den Einfluß einer Düngung mit Kompostmulch ein Anstieg der DOC-Konzentration in der Bodenlösung auf. Von diesen kurzfristigen Ereignissen abgesehen liegen die DOC-Konzentrationen in der gesamten Versickerungsperiode 1996/1997 auf für die Untersuchungsfläche niedrigem Niveau zwischen 16,5 und 35,3 mg/l.

Versickerungsperiode Winterhalbjahr 1997/1998

Für die winterliche Versickerungsperiode 1997/1998 liegen bis Mitte April 1998 Daten zu den Stickstoff- und DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung vor. Mit der einsetzenden sommerlichen Trockenperiode wurden die Saugkerzenuntersuchungen im Mai 1998 beendet, da nicht mehr genügend Bodenlösung für die Analysen gewonnen werden konnte. Die Hauptfrucht des Jahres 1997 war Winterweizen. Nach der Ernte wurde im August 1997 eine Stoppelbearbeitung mit der Scheibenegge durchgeführt. Nach dem Pflügen im Oktober 1997 wurde wiederum Winterweizen als Hauptfrucht für das Jahr 1998 eingesät.

Die gemessenen Nitrat-N-Konzentrationen an der Teilfläche Oberhang liegen im Ap-Horizont auf sehr hohem Niveau (257,0-288,8 mg/l). Erst im Frühjahr 1998 nehmen mit den wachstumsbedingten Stickstoffentzügen des Winterweizens die Nitrat-N-Konzentrationen ab. Es ist anzunehmen, daß die hohen Nitrat-N-Konzentrationen einerseits noch aus der Mineralisation des organischen Düngers aus dem Vorjahr herrühren oder andererseits durch die Bodenbearbeitung im Herbst ein Mineralisationsschub einsetzte. Das Niveau der Nitrat-N-Konzentrationen an der Teilfläche Mittelhang ist in allen Tiefen keinen großen Schwankungen unterworfen. Im Ap-Horizont ist im Frühjahr 1998 am Ende der Versickerungsperiode, bedingt durch die Pflanzenentzüge, eine Abnahme der Nitrat-N-Konzentration zu erkennen.

Die Ammonium-N-Konzentration an der Teilfläche Oberhang liegt im Januar 1998 im Ap-Horizont zu Beginn der winterlichen Versickerungsperiode auf sehr hohem Niveau (7,6-14,1 mg/l). Die Konzentrationen fallen jedoch rasch wieder auf für die Teilfläche durchschnittliche Werte von ca. 2,0 mg/l ab. An der Teilfläche Mittelhang liegen die Ammonium-N-Konzentrationen auf - für die Teilfläche - unterdurchschnittlichem Niveau.

Die DOC-Dynamik ist in der Versickerungsperiode 1997/1998 an der Teilfläche Ober- und Mittelhang sehr gering, da während der Probenahme keine organische Düngergabe erfolgte. Nach dem Pflügen im Oktober 1997 wird jedoch ein deutliches Ansteigen des Aromatizitätsindex und damit eine Zunahme der höherpolymeren organischen Substanz gemessen.

An der Teilfläche Unterhang liegen die Nitrat-N-, Ammonium-N- und DOC-Konzentrationen auf niedrigem Niveau im Bereich der mittleren Konzentrationen. Nur die Startgabe im März 1998 führt im Ap-Horizont zu einer Erhöhung der Ammonium-N-Konzentration von 0,9 auf 4,0 mg/l.

Anhang Teil B

Tabellen

Tab. A-1: Stauwasserstände unter G.O.F. am Standort Schornbusch von April 1997 bis Juni 1998 (Angabe in Meter)

Datum	Unterhang	Vorfluternähe	Oberhang	Mittelhang
14. Mai	1,02	0,92	0,58	0,86
20. Mai	1,05	0,90	0,61	0,28
24. Mai	1,11	0,93	0,60	0,33
29. Mai	1,15	0,96	0,71	0,39
03. Jun	1,25	1,04	0,75	0,48
08. Jun	1,26	1,05	0,71	0,28
17. Jun	1,22	0,99	0,59	0,38
24. Jun	1,33	1,06	0,87	0,35
01. Jul	1,33	1,08	0,87	0,38
09. Jul	1,33	1,06	0,91	0,48
15. Jul	1,32	1,08	0,89	0,18
22. Jul	1,21	0,97	0,91	0,29
29. Jul	1,32	1,12	0,92	0,48
05. Aug	1,24	1,07	0,95	0,45
11. Aug	1,25	1,17	0,95	0,59
19. Aug	1,19	1,19	0,97	0,73
26. Aug	1,18	1,19	0,98	0,80
04. Sep	1,13	1,09	0,99	0,48
09. Sep	1,11	1,05	0,98	0,53
23. Sep	1,11	1,13	0,98	0,74
30. Sep	1,11	1,09	1,00	0,78
07. Okt	1,06	0,93	0,99	0,80
14. Okt	1,14	0,99	1,00	0,83
23. Okt	1,10	0,94	1,00	0,82
07. Nov	1,07	0,92	1,01	0,87
18. Nov	1,07	0,90	1,02	0,90
24. Nov	1,08	0,89	1,04	0,91
01. Dez	1,08	0,92	1,03	0,90
09. Dez	0,94	0,88	1,04	0,88
06. Jan	0,75	0,79	0,35	0,23
13. Jan	0,89	0,84	0,50	0,38
26. Jan	0,89	0,83	0,49	0,37
10. Feb	0,93	0,89	0,70	0,38
17. Feb	0,91	0,88	0,76	0,53
17. Mrz	0,83	0,85	0,47	0,28
31. Mrz	0,87	0,86	0,55	0,44
14. Apr	1,00	0,88	0,60	0,39
21. Apr	1,05	0,89	0,64	0,46
28. Apr	1,03	0,89	0,70	0,42
08. Mai	1,13	0,93	0,76	0,58
14. Mai	1,43	1,12	0,85	0,75

Tab. A-2: Bodenfeuchte der Standorte Schornbusch und Auen (Angaben in Vol.%)

Oberhang					Mittelhang				
Datum	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm	Datum	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm
14. Mai. 97	24,9	27,5	30,1	29,4	14. Mai. 97	19,9	27,1	28,2	28,7
24. Mai. 97	28,2	28,4	31,8	31,7	24. Mai. 97	19,9	27,1	28,2	28,7
29. Mai. 97	25,4	24,8	31,8	31,5	29. Mai. 97	19,5	27,8	29,6	30,1
3. Jun. 97	25,3	27,2	31,4	30,9	3. Jun. 97	18,9	26,4	28,5	30,5
10. Jun. 97	27,6	26,4	30,8	31,1	10. Jun. 97	27,7	26,8	28,2	29,4
17. Jun. 97	27,4	23,8	32,1	31,7	17. Jun. 97	26,3	27,2	29,1	29,8
24. Jun. 97	26,3	25,2	31,1	30,4	24. Jun. 97	20,8	24,6	25,6	27,5
3. Jul. 97	26,6	26,8	32,1	31,4	3. Jul. 97	21,3	26,1	28,2	29,5
9. Jul. 97	23,8	24,9	29,5	29,2	9. Jul. 97	19,1	24,1	26,1	27,4
15. Jul. 97	26,1	25,9	30,4	30,2	15. Jul. 97	21,7	25,0	27,4	28,3
22. Jul. 97	26,2	25,7	29,3	28,6	22. Jul. 97	24,8	23,3	25,3	26,7
29. Jul. 97	22,0	25,3	28,6	28,6	29. Jul. 97	21,8	24,0	25,9	27,0
5. Aug. 97	23,7	23,9	28,9	28,6	5. Aug. 97	22,6	23,2	25,4	27,1
12. Aug. 97	18,9	24,4	29,0	28,7	12. Aug. 97	19,8	24,4	25,1	26,6
19. Aug. 97	17,0	22,7	29,5	27,5	19. Aug. 97	18,6	24,2	24,7	26,3
26. Aug. 97	17,8	17,8	26,8	28,6	26. Aug. 97	21,7	24,6	25,4	26,9
4. Sep. 97	18,0	22,0	28,9	28,6	4. Sep. 97	22,0	24,4	25,2	26,5
9. Sep. 97	16,7	21,3	27,7	28,2	9. Sep. 97	21,4	24,5	25,1	26,6
23. Sep. 97	15,9	16,2	25,8	28,8	23. Sep. 97	19,2	24,3	26,0	26,5
30. Sep. 97	14,4	18,7	26,0	27,6	30. Sep. 97	17,8	23,9	25,2	27,0
7. Okt. 97	15,6	16,6	24,5	26,8	7. Okt. 97	16,5	22,0	25,4	25,1
14. Okt. 97	17,3	19,1	25,3	27,1	14. Okt. 97	19,0	21,2	25,0	24,0
21. Okt. 97	19,0	22,7	29,7	30,8	21. Okt. 97	21,6	27,8	29,2	29,4
27. Okt. 97	17,8	21,2	32,1	32,6	27. Okt. 97	20,3	27,3	29,1	30,5
11. Nov. 97	21,7	23,5	30,4	31,4	11. Nov. 97	22,5	26,2	29,1	30,0
18. Nov. 97	22,5	23,3	31,2	31,7	18. Nov. 97	25,1	27,3	29,9	30,4
24. Nov. 97	22,7	23,3	30,7	31,9	24. Nov. 97	23,7	27,5	30,0	30,6
1. Dez. 97	26,6	24,2	30,3	31,4	1. Dez. 97	27,2	27,0	28,8	29,9
9. Dez. 97	27,7	24,5	30,1	31,6	9. Dez. 97	30,2	28,2	29,6	30,5
6. Jan. 98	29,6	30,2	34,0	32,0	6. Jan. 98	32,6	32,9	32,5	31,2
13. Jan. 98	29,6	30,2	34,0	32,0	13. Jan. 98	33,1	32,7	32,6	31,8
17. Feb. 98	28,2	30,8	30,5	34,1	17. Feb. 98	30,0	32,3	31,6	31,7
17. Mrz. 98	31,3	31,1	34,0	32,3	17. Mrz. 98	32,8	32,5	33,7	31,6
31. Mrz. 98	28,2	28,8	31,3	31,2	31. Mrz. 98	29,2	31,3	30,5	30,9
14. Apr. 98	29,1	28,9	30,9	30,4	14. Apr. 98	29,8	30,7	29,5	29,1
21. Apr. 98	29,7	28,6	30,2	29,8	21. Apr. 98	29,1	30,8	28,9	29,3
28. Apr. 98	32,4	30,6	33,4	31,8	28. Apr. 98	30,0	31,7	31,1	30,7
8. Mai. 98	28,3	29,2	30,5	31,5	8. Mai. 98	24,5	30,2	29,9	31,4
14. Mai. 98	23,4	27,7	32,0	31,8	14. Mai. 98	16,9	26,9	29,3	31,0
arith. Mittel	23,9	25,0	30,2	30,3	arith. Mittel	23,6	26,9	28,2	28,9
X _{min}	14,4	16,2	24,5	26,8	X _{min}	16,5	21,2	24,7	24,0
X _{max}	32,4	31,1	34,0	34,1	X _{max}	33,1	32,9	33,7	31,8
s	5,0	3,9	2,3	1,7	s	4,8	3,1	2,4	2,0

Unterhang					Auen				
Datum	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm	Datum	10 cm	30 cm	50 cm	70 cm
14. Mai. 97	19,1	22,4	29,5	31,2	14. Mai. 97	37,9	37,6	37,2	37,6
24. Mai. 97	19,1	22,4	29,5	31,2	24. Mai. 97	39,0	36,2	34,1	32,1
29. Mai. 97	19,1	22,5	32,4	34,2	29. Mai. 97	27,1	32,7	32,1	29,6
3. Jun. 97	18,8	24,0	32,8	34,0	3. Jun. 97	26,8	27,9	28,6	28,9
10. Jun. 97	28,5	25,3	32,2	33,8	10. Jun. 97	36,7	35,5	37,4	33,1
17. Jun. 97	25,8	27,1	32,5	33,9	17. Jun. 97	36,1	37,2	37,4	30,7
24. Jun. 97	21,2	23,5	30,6	31,9	24. Jun. 97	26,2	32,3	34,6	26,0
3. Jul. 97	22,7	23,9	32,6	33,7	3. Jul. 97	26,0	27,2	30,3	26,0
9. Jul. 97	19,6	22,7	30,1	30,9	9. Jul. 97	26,6	26,0	27,3	26,2
15. Jul. 97	23,2	22,1	29,5	31,1	15. Jul. 97	25,9	26,0	25,9	26,3
22. Jul. 97	24,2	21,7	29,4	31,1	22. Jul. 97	30,9	26,3	26,0	26,3
29. Jul. 97	21,6	22,6	29,0	30,9	29. Jul. 97	26,4	26,1	25,9	26,1
5. Aug. 97	24,2	22,5	29,3	30,3	5. Aug. 97	31,0	26,3	26,3	26,0
12. Aug. 97	22,2	22,1	29,4	30,8	12. Aug. 97	26,3	28,3	27,4	26,5
19. Aug. 97	19,6	21,6	29,8	30,8	19. Aug. 97	26,4	26,5	27,3	26,0
26. Aug. 97	21,6	22,9	30,3	30,9	26. Aug. 97	27,7	26,6	26,6	33,6
4. Sep. 97	21,8	22,0	30,2	30,9	4. Sep. 97	32,6	26,0	26,9	26,1
9. Sep. 97	21,3	22,7	30,3	31,1	9. Sep. 97	28,4	26,3	27,2	34,3
23. Sep. 97	19,4	21,3	30,1	31,5	23. Sep. 97	32,2	32,4	28,9	26,9
30. Sep. 97	17,8	20,0	29,5	30,6	30. Sep. 97	26,6	26,9	28,3	26,6
7. Okt. 97	16,8	18,1	28,7	29,8	7. Okt. 97	33,5	34,1	31,6	30,2
14. Okt. 97	18,4	18,2	28,1	29,6	14. Okt. 97	33,1	30,7	32,3	32,6
21. Okt. 97	21,8	22,5	32,7	34,9	21. Okt. 97	31,6	29,1	30,8	30,2
27. Okt. 97	21,7	22,1	34,9	36,4	27. Okt. 97	26,6	27,8	31,6	30,9
11. Nov. 97	21,9	24,0	33,8	35,5	11. Nov. 97	29,8	27,8	30,5	30,3
18. Nov. 97	25,0	23,2	34,2	35,3	18. Nov. 97	35,7	28,0	30,8	29,4
24. Nov. 97	24,5	24,1	34,9	36,3	24. Nov. 97	34,9	29,2	31,8	29,5
1. Dez. 97	27,3	22,9	33,5	34,9	1. Dez. 97	37,6	30,0	32,0	28,9
9. Dez. 97	30,8	25,9	35,1	34,3	9. Dez. 97	37,4	37,9	38,2	34,3
6. Jan. 98	31,5	30,5	37,2	39,3	6. Jan. 98	38,2	38,3	38,3	38,3
13. Jan. 98	29,1	29,5	37,0	40,5	13. Jan. 98	36,6	37,6	37,6	37,5
17. Feb. 98	28,6	28,6	36,5	39,3	17. Feb. 98	37,6	37,3	38,3	38,3
17. Mrz. 98	32,1	28,6	37,4	40,4	17. Mrz. 98	38,0	38,3	38,3	38,2
31. Mrz. 98	29,0	27,5	36,5	39,7	31. Mrz. 98	38,0	38,3	38,3	38,3
14. Apr. 98	29,1	28,8	31,6	33,4	14. Apr. 98	36,7	37,6	37,8	37,7
21. Apr. 98	29,4	29,0	33,2	38,3	21. Apr. 98	37,9	38,2	38,2	38,2
28. Apr. 98	31,6	30,6	36,5	39,0	28. Apr. 98	37,8	38,0	38,1	38,3
8. Mai. 98	27,9	29,8	37,7	37,8	8. Mai. 98	36,6	38,3	38,3	38,3
14. Mai. 98	18,9	24,2	36,7	37,0	14. Mai. 98	29,0	36,1	38,3	38,3
arith. Mittel	23,7	24,2	32,4	34,0	arith. Mittel	32,4	31,9	32,5	31,6
X _{min}	16,8	18,1	28,1	29,6	X _{min}	25,9	26,0	25,9	26,0
X _{max}	32,1	30,6	37,7	40,5	X _{max}	39,0	38,3	38,3	38,3
s	4,5	3,3	3,0	3,4	s	4,8	4,9	4,7	4,8

Tab. A-3: Bromid-Gehalte am Standort Auen und Schornbusch (Angaben in kg/ha)

Standort	Tiefe in cm	Feb. 97	Mai. 97	Okt. 97	Apr. 98
Auen	0-33	54,0	9,4	10,7	2,4
	33-66	15,7	19,7	13,2	22,8
	66-99	0,0	0,0	1,4	3,0
	99-132	0,0	0,0	0,0	0,0
	132-165	0,0	0,0	0,0	0,0
	165-198	0,0	0,0	0,0	0,0
	Austrag	-20,3	-60,9	-64,7	-61,9
Oberhang	0-33	374,5	161,8	78,0	0,7
	33-66	98,5	30,7	29,9	81,7
	66-99	48,5	1,2	4,8	18,8
	99-132	5,0	8,1	7,3	4,2
	132-165	2,9	0,0	0,0	0,0
	165-198	0,0	0,0	0,0	0,0
	Austrag	-20,7	-348,2	-430,0	-444,7
Unterhang	0-33	0,0	0,0	0,0	0,0
	33-66	0,0	0,0	0,0	0,0
	66-99	0,0	2,2	0,0	0,0
	99-132	0,0	10,8	0,0	0,0
	132-165	0,0	7,0	0,0	0,0
	165-198	0,0	3,8	0,0	0,0

Tab. A-4: Chlorid-Gehalte am Standort Auen und Schornbusch (Angaben in kg/ha)

Standort	Tiefe in cm	Nov. 96	Feb. 97	Mai. 97	Okt. 97	Apr. 98
Auen	0-33	108,3	314,6	60,1	206,7	50,2
	33-66	112,7	223,1	154,3	170,8	305,7
	66-99	102,3	106,2	95,0	125,6	176,3
	99-132	219,1	142,6	115,2	130,9	159,4
	132-165	230,5	121,6	112,0	130,8	124,3
	165-198	197,7	107,4	66,0	84,8	86,7
	Oberhang	0-33	167,8	270,9	264,6	202,7
33-66		51,9	159,2	85,8	108,8	203,7
66-99		36,6	85,0	70,6	79,8	103,3
99-132		51,1	59,3	75,8	80,2	83,0
132-165		51,0	72,4	66,2	66,0	70,6
165-198		51,0	72,4	81,0	69,6	70,2
Mittelhang		0-33	108,5	233,2	108,1	122,8
	33-66	59,9	98,6	76,6	96,2	239,8
	66-99	73,2	94,1	63,1	85,1	120,6
	99-132	81,8	70,2	57,4	60,1	47,2
	132-165	78,3	67,6	52,4	47,7	54,6
	165-198	59,1	67,6	35,9	49,6	41,8
	Unterhang	0-33	69,7	342,6	178,1	183,5
33-66		23,4	134,6	111,9	143,8	347,8
66-99		63,9	41,1	43,2	77,1	217,8
99-132		64,4	72,2	26,2	75,4	83,5
132-165		49,4	66,7	28,6	56,5	53,7
165-198		52,7	84,1	26,3	59,8	47,3

Tab. A-5: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	16.04.96	7,6	1128,0	350,0	2,0	61,4	53,5		
55	14.11.96	8,2	1516,0	56,0	5,2	8,2	91,1		
56	20.11.96	8,0	1902,0	91,8	0,9	53,5	33,5		
140	27.11.96	7,9	2240,0	113,9	0,5	126,6	38,4		
158	06.12.96	7,7	2730,0	110,2	0,3	199,3	28,3		
105	17.12.96	8,1	2040,0	84,5	0,4	154,2	38,6		
190	15.02.97	8,1	2580,0	50,4	1,6	267,8	76,8	286,9	42,2
217	18.02.97	7,8	2880,0	35,5	0,2	319,0	45,8	331,4	96,7
286	04.03.97	7,8	2570,0	42,5	0,2	284,2	27,3	285,0	119,7
347	11.03.97	8,2	2550,0	30,7	0,6	271,7	31,5	231,2	130,9
375	25.03.97	7,9	2700,0	66,0	0,2	62,5	22,1		180,1
387	10.04.97	8,1	2310,0	27,4	1,4	276,2	46,5	280,7	87,7
422	28.04.97	8,1	2430,0	15,2	0,9	272,1	33,2	227,3	149,9
438	29.04.97	8,1	2500,0	13,3	0,4	271,2	30,6	232,7	158,7
456	08.05.97	8,2	2280,0	3,7	1,8	253,0	41,9	206,3	121,0
472	14.05.97	8,1	1415,0	2,8	3,7	264,7	27,6	27,6	166,3
764	22.12.97	8,2	6740,0	716,5	7,6	480,4	22,6	198,8	
779	07.01.98	7,5	5300,0	355,3	12,6	321,3	42,3	192,8	288,8
798	14.01.98	7,8	5900,0	417,9	14,1	288,5	42,3	174,9	271,6
813	10.02.98	7,8	5280,0	451,0	3,2	255,3	36,1	153,9	258,0
827	17.02.98	7,6	4080,0	648,7	2,8	326,1	37,5	197,8	278,6
842	17.03.98	7,5	4490,0	606,1	1,6	246,5	34,7	138,3	257,4
857	24.03.98	7,6	5030,0	610,4	2,5	291,3	41,5	164,5	257,0
871	08.04.98	7,9	4780,0	542,5	2,2	333,8	45,4	191,0	
arith. Mittel		7,9	3223,8	226,8	2,8	237,0	40,4	219,5	179,0
X _{min}		7,5	1128,0	2,8	0,2	8,2	22,1	138,3	42,2
X _{max}		8,2	6740,0	716,5	14,1	480,4	91,1	331,4	288,8
s		0,2	1554,7	248,2	3,7	109,1	15,7	52,6	78,9

Tab. A-6: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	7,62	1025	18,2	1,0	70,7	293,7		
	27.03.96	7,15	1117	25,9	0,6	61,4	73,4		
	01.05.96	7,5	1155	24,7		59,6	172,3		
	22.05.96	7,7	1363	30,6		86,6	166,2		
159	17.12.96	7,02	1695	109,6	0,4	34,9	28,6		
191	15.02.97	7,5	1492	72,8	1,0	87,9	90,8	29,2	24,4
218	18.02.97	7,49	1540	66,6	0,6	106,2	32,2	42,3	99,2
287	04.03.97	7,5	1730	41,0	0,6	108,2	28,6	67,1	104,7
348	11.03.97	7,7	1914	43,9	0,7	148,5	28,2	90,1	101,0
360	18.03.97	7,96	2930	43,7	1,4	151,2	52,9	81,3	54,2
376	25.03.97	7,6	1930	28,1	0,5	262,8	20,9	246,8	102,2
388	10.04.97	8,08	1628	37,0		134,6	43,4	88,5	51,2
423	28.04.97	7,91	1647	41,4	3,0	116,5	58,3	55,0	54,8
439	29.04.97	7,91	1618	41,9		112,7	50,2	56,0	63,6
457	08.05.97	7,69	1642	38,3	4,3	107,7	65,3	51,0	31,6
473	14.05.97	8,29	1607	27,3	6,6	109,8	83,1	48,2	24,9
780	07.01.98	7,09	3460	87,7	0,5	412,2	23,1	249,9	113,4
799	14.01.98	7,57	3420	74,4	0,5	459,6	19,5	256,7	121,0
814	10.02.98	7,77	2550	45,5	1,4	362,3	46,3	181,1	36,6
828	17.02.98	7,72	1865	44,3	0,6	379,6	20,6	199,9	68,3
843	17.03.98	7,43	2440	82,7	0,2	395,5	14,2	213,6	139,1
858	24.03.98	7,21	2240	44,5	0,6	368,6	17,7	191,2	83,9
872	08.04.98	7,87	2160	38,3	1,9	346,3	29,4	176,3	52,7
884	15.04.98	7,53	2080	35,5	2,7	360,7		175,5	
arith. Mittel		7,6	1927,0	47,7	1,5	201,8	63,4	131,6	73,7
X _{min}		7,0	1025,0	18,2	0,2	34,9	14,2	29,2	24,4
X _{max}		8,3	3460,0	109,6	6,6	459,6	293,7	256,7	139,1
s		0,3	648,7	22,8	1,6	140,6	65,8	81,0	35,3

Tab. A-7: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. $\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	7,8	1400,0	11,4	0,7	93,0	187,1		
	16.04.96	7,9	1528,0	11,5	1,2	104,1	174,0		
	09.05.96	7,9	1485,0	8,2	3,0	88,5	131,5		
	15.05.96	8,2	1492,0	9,0	4,3	103,0	147,6		
	22.05.96	8,1	1557,0	13,2	5,5	121,4	154,7		
	12.06.96	8,0	1268,0	13,3		111,2	143,4		
160	17.12.96	7,6	1784,0	91,2	0,5	49,0	28,2		
192	15.02.97	7,7	1699,0	36,3	1,2	94,1	69,7	11,8	15,7
219	18.02.97	7,3	1720,0	37,1	0,3	71,9	24,8	24,6	120,3
288	04.03.97	7,5	1875,0	39,6	0,4	133,2	24,8	84,1	97,9
349	11.03.97	7,5	1976,0	40,2	0,5	147,9	20,2	89,8	139,8
361	18.03.97	7,7	1970,0	35,5	0,5	127,0	21,7	68,3	118,3
377	25.03.97	7,4	1993,0	34,7	0,2	149,8	16,5	87,1	148,3
389	10.04.97	7,7	1728,0	30,3	0,8	114,8	17,1	61,9	118,9
405	17.04.97	8,3	1802,0	30,4	3,5	128,1	17,1	61,9	116,0
424	28.04.97	8,0	1782,0	24,5	2,1	117,7	22,6	28,5	80,6
440	29.04.97	8,2	1743,0	24,3	1,8	113,7	25,4	24,9	66,5
458	08.05.97	7,9	1823,0	18,7	2,8	92,8	28,7	17,2	51,0
474	14.05.97	8,5	1806,0	20,7	5,3	112,9	51,5	18,5	28,4
593	30.09.97	8,2	1544,0	15,1	1,0	101,6	12,9	6,1	66,1
601	07.10.97	8,3	1627,0	16,8	2,7	114,1	23,3	7,7	52,6
610	14.10.97	8,3	1617,0	16,3	3,1	105,8	33,9	7,4	36,2
618	21.10.97	8,1	1484,0	15,7	1,4	112,2	14,8	6,2	64,0
723	12.11.97	8,3		14,2		100,5	53,5	6,8	17,9
731	25.11.97	8,3	1455,0	17,0	2,4	113,2	31,4	7,1	36,3
740	02.12.97	8,0	1672,0	15,9	1,2	110,9	26,8	7,6	39,9
750	11.12.97	8,3	1560,0	15,7	1,2	108,9	32,9	6,7	33,9
765	22.12.97	8,3	1436,0	18,4	2,6	109,1	125,2	7,8	10,2
781	07.01.98	7,2	3190,0	93,2	0,3	322,7	13,2	192,3	178,8
800	14.01.98	7,4	3550,0	97,9	0,1	424,4	16,1	230,0	151,8
815	10.02.98	8,1	2300,0	49,0	0,7	235,1	19,7	94,4	81,5
829	17.02.98	7,7	1762,0	58,0	0,3	252,3	10,5	114,2	132,2
844	17.03.98	7,2	2470,0	100,9	0,1	360,2	11,9	191,9	177,9
859	24.03.98	7,5	2370,0	74,0	0,4	303,5	12,7	149,0	127,9
873	08.04.98	7,9	2040,0	55,9	0,8	233,5	16,6	99,9	99,7
885	15.04.98	7,9	1857,0	49,8	1,3	206,0		83,7	
arith. Mittel		7,9	1839,0	34,8	1,6	149,7	50,3	62,0	86,0
X_{\min}		7,2	1268,0	8,2	0,1	49,0	10,5	6,1	10,2
X_{\max}		8,5	3550,0	100,9	5,5	424,4	187,1	230,0	178,8
s		0,4	469,1	26,8	1,5	86,0	53,8	64,0	50,4

Tab. A-8: Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	8,0	1213,0	0,8	0,6	124,9	189,6		
	24.04.96	7,9	1359,0		2,5	142,3	304,7		
	01.05.96	7,9	1311,0	1,2	3,8	123,6	90,6		
	09.05.96	8,0	1232,0		1,4				
	15.05.96	8,1	1255,0	2,3	2,3	117,3	70,2		
	22.05.96	8,0	1367,0	3,4	3,9	141,6	117,6		
	12.06.96	8,0	803,0	3,6	6,2	132,4	121,5		
	25.06.96	8,4	1238,0	3,7	6,6	110,8	183,1		
	25.09.96			3,5		134,2	16,2		
57	20.11.96	8,5	1393,0	6,1	3,5	108,1	104,2		
106	27.11.96	8,3	1380,0	5,4	3,9	112,5	79,8		
141	06.12.96	7,7	1615,0	53,1	0,8	72,4	20,6		
161	17.12.96	7,9	1699,0	89,2	0,5	78,1	19,5		
193	15.02.97	8,2	1490,0				75,6		
220	18.02.97	7,8	1884,0	74,6	0,6	114,3	25,6	16,5	74,6
289	04.03.97	8,3	1842,0	59,0	1,4	118,7	43,1	39,4	6,4
350	11.03.97	7,9	2070,0	86,9	0,7	132,2	22,9	63,8	99,9
362	18.03.97	8,1	2200,0	59,3	0,8	114,7	30,6	34,5	57,6
378	25.03.97	7,6	2030,0	33,9	0,4	144,0	15,8	85,5	91,3
390	10.04.97	8,0	1657,0	38,0	2,5	105,9	27,1	20,9	44,3
406	17.04.97	8,3	1681,0	40,5		114,5			
425	28.04.97	8,1	1546,0	19,7	1,1	114,2	26,1	6,0	60,8
441	29.04.97	8,1	1567,0	19,3	0,8	111,4	20,6	6,3	59,9
459	08.05.97	8,1	1452,0	16,5		112,7	47,1	3,4	
594	30.09.97	8,2	1300,0	5,2	0,8	116,0	44,3	2,5	19,8
602	07.10.97	8,1	1305,0	4,7	1,1	115,0	31,8	4,1	22,3
611	14.10.97	8,2	1293,0	5,1	1,0	113,6	14,5	3,5	54,6
619	21.10.97	8,2	1276,0	4,9	1,0	118,0	15,5	4,3	44,3
724	12.11.97	8,4		6,8	0,9	105,2	32,8	5,7	26,3
732	25.11.97	8,1	1354,0	4,7	0,7	113,5	11,2	3,4	60,3
741	02.12.97	8,0	1431,0	5,0	0,6	114,6	12,4	3,8	45,5
751	11.12.97	8,3	1335,0	5,6	1,0	114,2	14,6	3,6	42,8
766	22.12.97	8,1	1193,0	6,1	0,5	120,2	11,4	3,4	45,3
782	07.01.98	7,7	2370,0	82,8	0,2	162,0	9,9	45,3	133,4
801	14.01.98	7,7	3300,0	157,3	0,2	230,9	11,5	99,2	158,9
816	10.02.98	8,2	2070,0	61,5	0,3	161,5	12,0	42,8	99,8
830	17.02.98	7,9	1627,0	71,3	0,2	173,3	9,1	50,3	124,2
845	17.03.98	7,4	2270,0	139,8	0,1	215,4	9,8	94,8	169,5
860	24.03.98	7,8	2070,0	100,2	0,3	192,1	11,3	71,2	131,9
874	08.04.98	8,0	1790,0	59,5	0,3	157,2	8,7	41,7	131,8
886	15.04.98	8,0	1739,0	52,6	0,4	154,5		36,9	
arith. Mittel		8,0	1615,6	36,7	1,5	129,7	50,3	30,5	75,2
X _{min}		7,4	803,0	0,8	0,1	72,4	8,7	2,5	6,4
X _{max}		8,5	3300,0	157,3	6,6	230,9	304,7	99,2	169,5
s		0,2	445,5	40,9	1,6	32,1	62,8	31,2	46,0

Tab. A-9: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
49	14.11.96	7,1	4590,0	450,5	4,6	70,0	47,8		
50	20.11.96	8,1	3700,0	389,2	5,2	58,2	124,6		
102	27.11.96	7,7	3640,0	78,9	2,8	71,6	98,7		
136	06.12.96	7,7	2950,0	252,7	1,8	48,4	58,0		
154	17.12.96	7,7	1775,0	145,0	3,7	37,2	61,4		
343	11.03.97	8,0	1459,0	39,7	2,6	110,9	52,5		88,2
371	25.03.97	8,0	1329,0	48,2	3,6	113,3	61,5		73,4
417	28.04.97	8,1	1660,0	81,9		132,6			
434	29.04.97	8,0	1690,0	87,7		138,4			
452	08.05.97	7,8	1982,0	81,7	4,9	142,4	42,7		120,1
761	22.12.97	8,0	1799,0	176,3	0,7	176,2	21,2		175,9
775	07.01.98	7,7	2400,0	168,9	1,4	137,1	24,6		161,7
794	14.01.98	8,2	2640,0	183,8	1,4	154,3	28,6		147,0
809	10.02.98	8,0	2290,0	163,9	1,6	141,2	38,9		101,0
823	17.02.98	7,8	1718,0	191,6	2,2	159,6	41,1		108,7
838	17.03.98	7,9	1731,0	141,0	1,1	103,4	25,2		169,3
853	24.03.98	8,2	1763,0	117,4	1,9	96,3	44,4		116,3
881	15.04.98	8,3	1321,0	55,3	3,9	85,9			
arith. Mittel		7,9	2246,5	158,5	2,7	109,8	51,4		126,2
X _{min}		7,1	1321,0	39,7	0,7	37,2	21,2		73,4
X _{max}		8,3	4590,0	450,5	5,2	176,2	124,6		175,9
s		0,3	922,4	111,6	1,4	41,0	28,1		35,5

Tab. A-10: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	8,1	1085,0	32,8	0,6	66,1	228,4		
	27.03.96	8,2	1094,0	27,9	0,8	64,2	211,2		
	16.04.96	8,4		20,6	1,5	47,5			
	09.05.96	8,0	806,0	32,6		57,3	94,4		
	15.05.96	8,0	1135,0	35,7	2,7	63,5	232,7		
	22.05.96	8,0	1262,0	36,4	2,4	60,2	127,6		
	12.06.96	7,9	967,0	45,7		73,7	438,1		
	25.06.96	8,2	1090,0	36,0	5,7	77,2	289,3		
	25.09.96	8,0		35,2		58,3	311,8		
	23.10.96	8,1	1492,0	47,2	10,3	66,8	292,8		
4	05.11.96	8,1		197,6		71,2	324,4		
51	14.11.96	8,3	1533,0	62,5	3,4	64,2	125,7		
103	27.11.96	8,2	1446,0	404,5		58,3	118,9		
137	06.12.96	8,1	2200,0	124,7	1,1	79,9	49,5		
155	17.12.96	7,7	2540,0	227,4	0,3	78,8	18,5		
187	15.02.97	7,9	2840,0	254,6	1,2	81,6	57,0		42,3
221	18.02.97	7,8	3110,0	322,7	0,8	115,8	22,6		145,2
283	04.03.97	8,2	2700,0	223,9	1,0	79,3	28,9		113,5
344	11.03.97	7,7	3290,0	239,9	0,8	82,0	18,7		185,5
357	18.03.97	8,0	2870,0	244,5	1,0	80,1	27,5		109,3
372	25.03.97	8,1	2830,0		2,1		31,3		85,5
402	17.04.97	8,0	2560,0	237,2		79,8			
418	28.04.97	8,0	2660,0	239,5	2,8	81,0	48,8		101,3
435	29.04.97	8,1	2580,0	233,2		78,0	26,9		
453	08.05.97	8,0	2830,0	226,5	1,9	75,5	30,7		75,1
776	07.01.98	7,6	1775,0	107,5	0,3	45,5	15,6		142,7
795	14.01.98	8,1	2010,0	125,4	0,4	55,0	17,7		95,9
810	10.02.98	8,2	1978,0	148,6		68,3			
824	17.02.98	8,0	1442,0	166,6	2,1	82,3	47,8		41,7
839	17.03.98	7,9	1614,0	140,2	0,7	67,6	18,5		82,9
854	24.03.98	8,1	1867,0	148,1	1,9	77,3	39,8		47,6
868	08.04.98	8,1	1896,0	150,7	2,1	80,7	32,5		55,1
arith. Mittel		8,0	1982,8	147,6	2,0	71,5	114,7		94,5
X _{min}		7,6	806,0	20,6	0,3	45,5	15,6		41,7
X _{max}		8,4	3290,0	404,5	10,3	115,8	438,1		185,5
s		0,2	737,5	101,4	2,1	13,4	120,6		42,7

Tab. A-11: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung

Nr.	Datum	pH	Leit. $\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	8,0	1032,0	5,6	0,5	63,6	150,1		
	27.03.96	7,9	1040,0	11,5	1,0	70,3	43,1		
	16.04.96	7,9	985,0	9,5	1,6	72,8	88,3		
	24.04.96	7,9	915,0	9,3	2,5	71,5	88,4		
	01.05.96	7,9	912,0		2,5	0,0	72,8		
	09.05.96	7,7	1059,0		2,2	0,0			
	22.05.96	8,1	1010,0	9,1	5,6	66,3	31,3		
	12.06.96	7,7	1060,0	10,9	6,5	80,2	123,0		
	25.06.96	8,2	1052,0	11,6		76,9	145,6		
	02.07.96	8,3	1005,0	10,3	7,3	72,7	193,2		
	23.07.96	8,2	922,0	10,2	0,2	63,8	51,1		
52	20.11.96	8,3	1859,0	101,8	2,2	61,3	45,1		
156	06.12.96	7,5	2920,0	196,8	0,5	86,5	18,7		
138	17.12.96	8,1	2170,0	150,0	0,7	83,8	32,3		
188	15.02.97	7,9	2420,0	189,9	1,1	74,8	32,7		73,3
222	18.02.97	7,6	2980,0	284,8	0,4	142,7	16,9		178,1
284	04.03.97	7,5	2610,0	210,5	0,3	74,6	16,3		114,3
346	11.03.97	7,9	2780,0	228,6	0,5	79,6	17,0		186,8
358	18.03.97	8,1	2730,0	214,7	0,5	74,1	19,2		145,0
373	25.03.97	7,7	2730,0	249,0	0,2	78,6	10,3		198,8
385	10.04.97	7,8	2060,0	125,3	1,2	70,4	24,8		67,7
403	17.04.97	8,0	2320,0	145,2	0,6	74,5			
419	27.04.97	7,7	2380,0	170,0	0,8	73,9	11,8		178,3
420	28.04.97	7,7	2440,0	176,8	0,4	72,9	9,1		224,9
436	29.04.97	7,8	2300,0	165,6	0,2	71,5	9,6		195,2
454	08.05.97	7,5	2460,0	162,2	0,3	74,0	10,9		152,9
471	14.05.97	8,0	2120,0	133,3	1,4	70,1	7,2		198,3
591	30.09.97	8,1	1688,0	78,4	1,9	96,0	36,1		53,2
599	07.10.97	8,2	1675,0	75,3	3,7	99,2	83,1		22,5
608	14.10.97	8,3	1687,0	78,2	4,6	93,9	65,5		
616	21.10.97	8,0	1460,0	66,7	2,2	90,7	24,9	0,4	55,9
721	12.11.97	8,3		52,5	2,6	83,2	46,2		3,6
729	25.11.97	8,0	1508,0	53,4	1,3	74,7	24,2		52,2
748	11.12.97	8,2	1534,0	56,6	1,9	82,4	28,7		40,6
762	22.12.97	8,4	1152,0	51,5	2,0	81,1	59,0		26,8
777	07.01.98	7,5	1624,0	85,6	0,1	42,5	14,9		127,1
796	14.01.98	7,8	1783,0	80,1	0,2	49,3	8,0		192,8
811	10.02.98	7,9	1656,0	68,2	0,3	59,0	10,2		135,7
825	17.02.98	7,7	1246,0	75,5	0,1	68,1	7,3		158,6
840	17.03.98	7,7	1380,0	178,9	0,1	95,4	7,3		192,6
855	24.03.98	7,7	1498,0	81,4	0,2	53,0	8,5		156,0
869	08.04.98	7,9	1475,0	70,5	0,6	59,9	7,9		150,6
882	15.04.98	8,1	1579,0	70,1	0,8	70,1			
arith. Mittel		7,9	1743,2	102,8	1,5	72,1	42,5	0,4	126,2
X_{\min}		7,5	912,0	5,6	0,1	0,0	7,2	0,4	3,6
X_{\max}		8,4	2980,0	284,8	7,3	142,7	193,2	0,4	224,9
s		0,3	641,2	76,8	1,7	22,5	44,7		66,8

Tab. A-12: Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	7,8	963,0	6,7	0,7	67,3	152,7		
	16.04.96	8,0	944,0	0,1	1,0	77,6	210,5		
	01.05.96	7,8	1039,0	1,5	1,7	71,4	117,5		
	09.05.96	8,0	1006,0			0,0	122,4		
	15.05.96	8,0	984,0	1,9	2,5	74,0	98,8		
	22.05.96	7,9	1061,0	1,9	2,5	75,1	99,5		
	12.06.96	8,0	987,0	3,3		73,9	249,7		
	23.07.96	8,2	848,0	2,1	6,5	67,7	106,2		
	25.09.96			7,3		65,4	283,8		
5	05.11.96	8,2		29,6		79,5	195,5		
53	14.11.96	8,4	1169,0	7,7	6,5	65,8	153,9		
54	20.11.96	8,5	1059,0	6,7	4,4	65,5	92,8		
104	27.11.96	8,1	1144,0	5,8	1,8	62,0	37,0		
139	06.12.96	7,8	1245,0	16,9	0,5	58,7	15,4		
157	17.12.96	8,0	1200,0	42,2	0,6	67,4	18,3		
189	15.02.97	8,1	1253,0	37,3	1,4	71,6	56,6		78,9
223	18.02.97	7,8	1539,0	70,3	0,5	69,4	20,1		74,6
285	04.03.97	8,4	1408,0	57,0	1,3	67,5	51,3		84,2
345	11.03.97	7,9	2240,0	147,5	0,3	77,6	10,7		186,3
359	18.03.97	8,1	1560,0	69,1	0,7	65,7	27,7		52,1
374	25.03.97	7,9	1700,0	248,5	0,2	78,5	11,4	0,1	96,2
386	10.04.97	8,1	1254,0	38,0	1,2	66,5	35,7	0,1	29,2
404	17.04.97	8,1	1276,0	29,1	0,8	69,9		0,2	
421	28.04.97	8,0	1257,0	19,9	0,8	68,8	24,1	0,1	61,3
437	29.04.97	8,2	1233,0	19,4	0,5	137,6	14,8	0,1	59,2
455	08.05.97	8,0	1270,0	17,8	1,3	66,0	18,8	0,1	34,5
531	10.06.97	8,3	1101,0	13,2	7,5	58,8	112,6		
592	30.09.97	8,4	1139,0	4,1	0,5	81,1	19,3		34,2
600	07.10.97	8,1	1164,0	5,1	1,4	96,1	34,4		24,4
609	14.10.97	8,3	1141,0	4,6	1,0	79,5	22,3		37,7
617	21.10.97	8,1	1107,0	4,8	0,7	77,6	16,3		37,4
722	12.11.97	8,2	1354,0	3,9	0,7	73,4	17,1		72,2
730	25.11.97	8,0	1182,0	4,9	0,8	75,1	19,1		40,8
739	02.12.97	7,9	1285,0	4,8	0,6	72,4	9,6		61,2
749	11.12.97	8,1	1204,0	5,2	0,4	74,0	9,4		65,0
763	22.12.97	7,8	949,0	7,1	0,2	75,5	7,3		90,0
778	07.01.98	7,5	1371,0	30,0	0,2	47,2	7,3		154,6
797	14.01.98	7,9	1472,0	38,5	0,1	43,8	5,8		209,3
812	10.02.98	7,7	1352,0	12,7	0,2	57,0	10,0		98,5
841	17.03.98	7,6	1132,0	41,1	0,1	40,7	7,9		139,4
856	24.03.98	7,6	1209,0	24,4	0,2	45,4	7,4		145,7
870	08.04.98	7,7	1203,0	19,6	0,6	49,7	7,5		132,3
883	15.04.98	7,7	1290,0	18,1	1,0	54,8			
arith. Mittel		8,0	1226,7	26,9	1,4	67,7	61,9	0,1	84,0
X _{min}		7,5	848,0	0,1	0,1	0,0	5,8	0,1	24,4
X _{max}		8,5	2240,0	248,5	7,5	137,6	283,8	0,2	209,3
s		0,2	240,7	44,2	1,8	18,6	72,7	0,0	50,7

Tab. A-13: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	27.03.96	7,8	2300,0	190,6	7,6	65,7	58,5		
	16.04.96	7,7	2110,0	156,2	6,6	66,8	107,0		
	01.05.96	7,9	1990,0	113,8		74,3	201,1		
	09.05.96	7,8	2320,0	188,8	1,0	62,5	35,1		
	15.05.96	7,9	2280,0	201,2	1,0	67,4	37,3		
	22.05.96	8,0	2530,0	182,5	1,7	55,3	66,5		
	23.07.96	8,2	1071,0	70,1		37,4	84,0		
20	23.10.96	7,9	1989,0	90,5	1,2	10,7	59,3		
30	30.10.96			91,2	9,4	10,4	102,2		
40	05.11.96	8,0		445,1		36,6	200,4		
45	14.11.96	8,0	2070,0	117,4	0,7	35,7	26,0		
46	20.11.96	8,4	1744,0	101,2	3,1	37,5	103,2		
100	27.11.96	7,8	1789,0	99,6	0,8	63,1	27,7		
134	06.12.96	7,9	1649,0	68,2	0,5	74,1	23,3		
150	17.12.96	7,9	1345,0	49,1	1,2	98,8	22,8		
184	15.02.97	7,8	2740,0	35,6		547,9	35,3		112,1
224	18.02.97	7,7	2760,0	34,4	1,3	627,2	20,0		200,5
279	04.03.97	7,8	3100,0	32,3	1,3	691,9	23,4		55,8
368	25.03.97	7,9	3190,0	39,1	0,7	540,2	16,5		265,5
411	28.04.97	7,8	2990,0	57,8	1,1	567,5	19,5	0,3	250,2
431	29.04.97	8,0	2950,0	51,2	0,6	528,1	18,6	0,2	266,2
448	08.05.97	7,6	3090,0	32,5	0,6	414,0	17,2	0,2	312,4
757	22.12.97	8,0	1675,0	83,6	0,4	288,1	24,0		248,3
771	07.01.98	7,9	1750,0	73,4	0,9	136,0	20,5		296,2
790	14.01.98	8,3	1865,0	76,3	0,9	135,5	26,4		235,2
806	10.02.98	8,2	1660,0	72,7	1,6	128,3	30,7		178,9
820	17.02.98	8,1	1318,0	85,3	1,3	146,4	29,9		201,0
835	17.03.98	7,9	1243,0	66,2	0,5	76,8	21,0		276,1
850	24.03.98	8,0	1343,0	62,4	0,9	73,5	27,5		238,3
865	08.04.98	8,2	1376,0	53,1	4,0	88,5	28,5		227,1
878	15.04.98	8,1	1337,0	33,6	0,5	64,7			
arith. Mittel		8,0	2054,3	98,5	1,9	188,7	50,4	0,2	224,2
X _{min}		7,6	1071,0	32,3	0,4	10,4	16,5	0,2	55,8
X _{max}		8,4	3190,0	445,1	9,4	691,9	201,1	0,3	312,4
s		0,2	639,0	81,2	2,3	213,2	48,9	0,0	68,0

Tab. A-14 : Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	8,4	874,0	11,4	1,8	75,3	281,2		
	27.03.96	8,3	883,0	10,0	3,5	53,2	279,7		
	25.06.96	8,1	834,0	14,4	3,9	45,5	125,5		
151	19.12.96	8,4	1019,0	24,7	0,5	48,2	149,6		
280	04.03.97	8,2	1439,0	87,3	1,1	40,9	34,7		11,7
412	28.04.97	8,3	1183,0	77,9		40,6		0,1	
449	08.05.97	8,1	1564,0	67,3	6,2	43,3	134,9	0,1	25,5
588	30.09.97	7,6	1094,0	5,1	8,3	31,5	92,6		21,0
607	14.10.97	8,4		7,1		40,4			
718	12.11.97	8,2		5,1		40,8	117,9		
758	22.12.97	8,1	776,0	3,2	0,3	42,9	7,9		82,3
772	07.01.98	7,9	1115,0	6,2	0,4	42,3	10,7		68,7
791	14.01.98	8,3	889,0	7,9	1,6	46,8	48,6		
arith. Mittel		8,2	1060,9	25,2	2,8	45,5	116,7	0,1	41,9
X _{min}		7,6	776,0	3,2	0,3	31,5	7,9	0,1	11,7
X _{max}		8,4	1564,0	87,3	8,3	75,3	281,2	0,1	82,3
s		0,2	254,1	30,6	2,7	10,3	94,9	0,0	31,5

Tab. A-15: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. $\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	7,6	974,0	0,8	0,3	78,0	27,8		
	27.03.96	7,5	1011,0	6,1	0,3	63,3	8,1		
	16.04.96	7,5	928,0	6,7	0,3	67,4	11,5		
	24.04.96	7,9	770,0	6,8	1,6	64,1	39,9		
	01.05.96	7,7	952,0	6,6	0,8	61,3	26,4		
	09.05.96	7,4	992,0	7,1	0,3	59,7	10,8		
	15.05.96	7,4	977,0	7,6	0,3	63,7	6,9		
	22.05.96	7,5	1093,0	7,7	0,3	62,1	5,9		
	12.06.96	7,9	777,0	7,8	2,0	65,7	63,4		
	25.06.96	8,2	819,0	7,0	3,6	60,3	57,3		
	23.07.96	7,9	963,0	8,6	2,8	59,3	37,8		
152	17.12.96	7,5	967,0	9,5	0,2	64,6	6,4		
185	15.02.97	8,2	1062,0	27,6		57,7	73,9		7,6
225	18.02.97	7,7	1120,0	10,4	0,6	31,4	7,1		54,2
281	04.03.97	7,7	1106,0	21,7	0,3	55,2	6,6		62,0
341	11.03.97	7,7	1289,0	21,6	0,2	56,3	2,1		142,8
369	25.03.97	7,7	1335,0	18,3	0,2	48,6	5,6		38,9
383	10.04.97	7,7	1171,0	15,1	0,1	49,4	4,9	0,3	75,7
400	17.04.97	7,8	1220,0	14,6	0,4	51,8		0,1	
413	27.04.97	7,6	1173,0	12,1	0,2	51,2	3,3	0,2	103,0
414	28.04.97	7,4	1160,0	11,6	0,1	50,5	2,8	0,2	125,5
432	29.04.97	7,5	1160,0	12,0	0,1	49,4	3,5	0,2	86,9
450	08.05.97	7,4	1237,0	11,6	0,2	49,7	3,1	0,1	69,3
469	14.05.97	7,8	1227,0	12,1	0,3	50,6	3,0	0,1	60,8
529	10.06.97	8,2	1036,0	2,9	2,5	21,0	26,1		
589	30.09.97	7,6	1021,0	1,7	0,6	59,0	9,8		14,7
597	07.10.97	7,5	1014,0	1,9	0,3	56,6	103,8	0,4	
605	14.10.97	7,5	928,0	1,6	0,2	57,3	2,3		129,3
614	21.10.97	7,6	920,0	1,7	0,1	58,6	3,0	0,3	32,0
719	12.11.97	7,6	1311,0	1,9	0,2	57,8	4,2		93,8
727	25.11.97	7,3	1101,0	1,4	0,1	48,5	1,4		182,6
737	02.12.97	7,2	1203,0	1,5	0,1	56,4	1,8		111,7
746	11.12.97	7,2	1160,0	1,6	0,5	58,2	0,9		196,3
759	22.12.97	7,5	782,0	2,0	0,2	55,0	3,2		71,4
773	07.01.98	7,2	1228,0	7,9	0,2	49,1	2,8		153,8
792	14.01.98	7,5	1292,0	4,6	0,2	61,4	2,7		146,1
807	10.02.98	7,4	1223,0	3,7	0,1	87,2	1,5		165,6
821	17.02.98	7,5	921,0	4,3	0,1	97,6	2,1		130,2
836	17.03.98	7,5	980,0	5,6	0,1	78,1	2,1		121,1
851	24.03.98	7,6	1084,0	7,0	0,2	79,5	2,6		124,0
866	08.04.98	7,7	1089,0	7,6	3,2	81,5	3,5		80,0
879	15.04.98	7,6	1147,0	9,0	0,1	88,1			
arith. Mittel		7,6	1069,6	8,1	0,6	60,1	14,8	0,2	99,2
X_{\min}		7,2	770,0	0,8	0,1	21,0	0,9	0,1	7,6
X_{\max}		8,2	1335,0	27,6	3,6	97,6	103,8	0,4	196,3
s		0,2	148,9	6,1	0,9	14,0	23,1	0,1	50,2

Tab. A-16: Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. $\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96		7,5	962,0	7,9	0,3	49,3	40,5	
	27.03.96		7,4	964,0	6,6	0,3	68,3	7,7	
	16.04.96		8,0	954,0	6,2	1,1	68,4	25,8	
	24.04.96		7,9	852,0	6,4	1,2	67,0	37,2	
	01.05.96		7,5	967,0	5,7	0,6	62,8	6,4	
	09.05.96		7,1	928,0	1,7		70,8		
	15.05.96		7,4	921,0	6,5	0,4	64,2	6,1	
	22.05.96		7,4	1036,0	6,8	0,6	63,4	8,7	
	12.06.96		7,5	961,0	7,7	1,0	67,3	20,3	
	18.06.96		7,4	980,0	6,9	1,2	54,3	19,1	
	25.06.96		8,1	830,0	5,3	4,2	61,0	59,6	
	02.07.96		8,3	915,0	7,0	4,3	67,0	101,6	
	23.07.96		8,0	1044,0	6,2	1,8	58,5	21,1	
	25.09.96				7,9		61,5	64,0	
30	23.10.96		7,9	1085,0	7,8	1,7	68,5	34,3	
47	14.11.96		7,7	1090,0	7,4	0,8	60,9	16,2	
48	20.11.96		8,4	956,0	7,5	1,2	61,5	24,4	
101	27.11.96		8,1	982,0	7,9	1,0	61,4	21,8	
135	06.12.96		7,4	1076,0	8,9	0,3	58,4	4,7	
153	17.12.96		7,5	977,0	11,0	0,2	59,2	4,8	
186	15.02.97		8,0	999,0				34,1	10,9
226	18.02.97		7,9	1092,0	12,5	0,3	25,6	8,4	48,6
282	04.03.97		7,5	1193,0	39,4	0,2	47,5	3,8	
342	11.03.97		7,7	1390,0	44,8	0,2	50,3	4,4	75,8
356	18.03.97		8,0	1160,0	32,1	0,6	52,2	15,4	29,7
370	25.03.97		7,6	1310,0	36,4	0,2	46,7	4,3	61,3
384	10.04.97		7,7	1130,0	27,6		51,7	12,8	0,2
401	17.04.97		8,1	1174,0	33,0	0,8	53,5		0,2
415	27.04.97		7,4	1254,0	39,4	0,2	51,3	3,9	0,2
416	28.04.97		7,4	1251,0	39,5	0,1	49,5	2,2	0,1
433	29.04.97		7,4	1229,0	38,0	0,1	48,0	2,9	0,1
451	08.05.97		7,4	1355,0	34,8	0,4	47,9	3,5	0,1
470	14.05.97		8,1	1146,0	31,6	0,4	49,9	3,9	0,1
530	10.06.97		7,6	1176,0	17,4	0,5	40,9	5,6	
584	02.07.97		7,4	1160,0	13,7	0,2	54,3		
585	03.07.97		7,6	1120,0	12,8	0,2	55,2		
590	30.09.97		7,4	885,0	8,1	0,1	74,7	1,3	0,1
598	07.10.97		7,2	916,0	7,0	0,2	53,0	30,8	
606	14.10.97		7,3	817,0	6,4	0,2	55,1	2,4	1,6
615	21.10.97		7,3	841,0	6,1	0,2	57,5	2,1	90,4
720	12.11.97		7,3	1226,0	5,5	0,2	56,6	1,2	23,2
728	25.11.97		6,9	1008,0	5,6	0,1	59,2	0,8	164,0
738	02.12.97		7,1	1105,0	5,4	0,1	56,8	0,7	237,0
747	11.12.97		7,4	1084,0	5,2	0,5	53,8	0,7	248,5
760	22.12.97		7,4	733,0	6,1	0,1	54,0	2,1	248,5
774	07.01.98		7,3	1096,0	6,3	0,1	50,1	1,9	73,8
793	14.01.98		7,5	1220,0	6,2	0,1	54,9	1,6	101,7
808	10.02.98		7,4	1111,0	4,6	0,1	58,2	2,0	107,0
822	17.02.98		7,3	850,0	5,0	0,1	66,7	1,8	90,8
837	17.03.98		7,4	955,0	5,4	0,2	76,6	2,4	94,9
852	24.03.98		7,4	1045,0	5,9	0,2	80,7	3,0	71,2
867	08.04.98		7,5	1061,0	6,0	0,4	80,5	2,2	88,8
880	15.04.98		7,5	1136,0	6,8	0,1	86,9		107,1
arith. Mittel			7,6	1052,1	13,3	0,6	58,7	14,3	0,1
X_{\min}			6,9	733,0	1,7	0,1	25,6	0,7	0,1
X_{\max}			8,4	1390,0	44,8	4,3	86,9	101,6	0,2
s			0,3	144,6	12,3	0,9	10,7	19,9	0,0

Tab. A-17: Standort Auen, 30 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	27.03.96	7,5	624,0	22,4	1,1	39,7	159,6		
	09.05.96	7,9	642,0	11,9	3,3	52,5	160,2		
147	19.12.96	7,4	4610,0	14,0	0,4	1253,6	88,9		
391	10.04.97	7,9	1803,0	13,7		401,6	126,1		
460	08.05.97	7,7	2160,0	1,0	1,7	543,4	87,3		
475	14.05.97	8,1	2520,0	1,4	2,9	588,2	100,9		
arith. Mittel		7,8	2059,8	10,7	1,9	479,8	120,5		
X _{min}		7,4	624,0	1,0	0,4	39,7	87,3		
X _{max}		8,1	4610,0	22,4	3,3	1253,6	160,2		
s		0,3	1474,0	8,2	1,2	446,5	33,6		

Tab. A-18: Standort Auen, 50 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	27.03.96	7,6	901,0	30,3	0,3	121,0	80,7		
	16.04.96	8,0	968,0	27,1	0,6	115,1	174,2		
	24.04.96	7,9	925,0	29,0	1,5	118,6	154,8		
	01.05.96	7,6	952,0	29,2	1,3	116,4	103,1		
	09.05.96	8,0	998,0	26,5	1,4	104,6			
148	19.12.96	7,6	2940,0	8,5	0,5	822,5	106,0		
783	07.01.98	8,1	1418,0	7,1	4,6	366,3	414,6	28,2	
arith. Mittel		7,8	1300,3	22,5	1,5	252,1	172,2	28,2	
X _{min}		7,6	901,0	7,1	0,3	104,6	80,7	28,2	
X _{max}		8,1	2940,0	30,3	4,6	822,5	414,6	28,2	
s		0,2	744,5	10,1	1,5	268,5	123,8		

Tab. A-19: Standort Auen, 100 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	27.03.96	7,9	967,0	11,1	1,2	105,8	420,5		
	16.04.96	8,2		8,4	4,0	98,2			
	24.04.96	8,1	954,0	10,7	6,5	88,7	450,9		
	01.05.96	7,7	1083,0	10,1	5,6	77,6	322,4		
	09.05.96	8,1	1070,0	13,8	5,2	104,3			
149	19.12.96	7,7	1736,0	11,7	0,6	344,4	166,2		
392	10.04.97	8,0	1026,0	26,8	0,5	111,5	178,7	5,9	
407	17.04.97	8,2	1170,0	24,8	2,2	153,6		4,0	
426	28.04.97	8,1	1213,0	23,5	2,6	159,0	256,3	3,9	
461	08.05.97	7,9	1244,0	23,0	2,7	158,3	203,7	3,9	
476	14.05.97	8,4	1301,0	24,5	1,6	161,3	129,1	4,4	
532	10.06.97	8,2	1401,0	14,2	3,9	137,7	129,6	12,5	
733	25.11.97	8,0	1232,0	11,1	5,0	183,2	88,0	8,6	
784	07.01.98	8,1	1214,0	14,0	4,9	181,1	74,7	10,6	
arith. Mittel		8,0	1200,8	16,3	3,3	147,5	220,0	6,7	
X _{min}		7,7	954,0	8,4	0,5	77,6	74,7	3,9	
X _{max}		8,4	1736,0	26,8	6,5	344,4	450,9	12,5	
s		0,2	207,7	6,6	2,0	66,4	128,5	3,4	

Tab. A-20: Standort Auen, 130 cm Tiefe, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. µS/cm	NO3-N mg/l	NH4-N mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
393	10.04.97	7,8	1219,0	9,5	0,5	212,4	46,8	5,4	
408	17.04.97	8,1	1271,0	10,8	0,8	240,4		3,9	
427	28.04.97	7,9	1733,0	10,6	1,1	234,2	105,5	3,6	
462	08.05.97	7,6	1290,0	11,3	4,1	258,0	108,4	4,3	
477	14.05.97	7,9	1404,0	10,8	1,7	247,1	48,5	3,7	
533	10.06.97	7,6	1356,0	11,4	4,1	218,4	31,0	3,7	
734	25.11.97	7,5	1292,0	11,9	2,7	242,7	24,9	4,8	
785	07.01.98	7,6	1276,0	11,6	1,5	224,8	24,4	7,3	
arith. Mittel		7,7	1355,1	11,0	2,1	234,8	55,6	4,6	
X _{min}		7,5	1219,0	9,5	0,5	212,4	24,4	3,6	
X _{max}		8,1	1733,0	11,9	4,1	258,0	108,4	7,3	
s		0,2	162,7	0,7	1,4	15,4	36,4	1,3	

Tab. A-21: Standort Schornbusch, Dränage, Konzentrationen in der Bodenlösung.

Nr.	Datum	pH	Leit. $\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	Cl mg/l	DOC mg/l	Br mg/l	molare A.
	21.03.96	7,5	931,0	9,7		68,6	1,5		
	27.03.96	7,7	946,0	9,5		67,8	1,7		
	02.04.96	8,3	840,0	19,6		51,3	3,9		
	16.04.96	7,8	920,0	8,2		70,3	1,8		
	24.04.96	7,8	879,0	6,8		66,2	2,4		
	01.05.96	7,7	910,0	6,1	0,2	66,8	0,6		
	09.05.96	7,7	904,0	5,9	0,1	68,1	1,5		
	15.05.96	7,2	876,0	5,9	0,1	68,2	1,3		
	22.05.96	8,2	1012,0	4,9	0,1	65,9	1,0		
133	06.12.96	7,1	846,0	21,8	0,0	34,1	6,2		
145	17.12.96	7,2	758,0	23,3	0,0	32,4	8,2		
172	28.01.97	8,1	921,0	18,6	0,0	55,2			
177	05.02.97	7,3	1083,0	15,6		64,6	2,7		
182	15.02.97	7,1	1021,0	21,4	0,0	58,4	6,0		248,59
215	18.02.97	7,8	1054,0	19,0		62,8	3,6		245,24
228	24.02.97	7,7	1230,0	14,0		67,5	2,9		
277	04.03.97	7,1	1054,0	27,7		56,6	7,5		249,47
339	11.03.97	7,5	1259,0	20,1		70,1	3,2		242,96
354	18.03.97	7,3	1256,0	13,6	0,0	71,7	3,0		197,24
366	25.03.97	7,3	1168,0	13,0	0,0	68,6	3,9		120,31
382	10.04.97	7,4	1036,0	9,3	0,0	69,0	3,4	0,2	140,06
399	17.04.97	7,8	1179,0	8,2	0,0	72,9		0,2	
446	08.05.97	8,1	987,0	11,7	0,0	38,6	5,7	0,1	182,23
742	02.12.97	7,8	1002,0	2,3	0,1	67,2	1,4	0,4	200,58
745	11.12.97	8,2	1031,0	6,1		68,2	1,5		224,45
755	22.12.97	7,3	770,0	30,2	0,0	62,4	6,9		191,19
769	07.01.98	7,0	1180,0	37,5	0,0	65,6	5,5		218,46
788	14.01.98	7,8	1295,0	23,8	0,0	74,2	2,5		265,61
804	10.02.98	7,6	1110,0	10,0		72,4	2,0		158,67
819	17.02.98	7,8	791,0	12,7	0,0	74,0	2,9		147,37
833	17.03.98	7,1	879,0	26,9		64,3	4,8		162,47
848	24.03.98	7,0	955,0	14,6	0,0	65,5	2,6		195,12
863	08.04.98	7,1	964,0	10,0	0,0	72,7	1,8		180,90
877	15.04.98	7,7	945,0	11,7	0,0	68,7			
arith. Mittel		7,6	999,8	14,7	0,0	63,8	3,4	0,2	198,4
X_{\min}		7,0	758,0	2,3	0,0	32,4	0,6	0,1	120,3
X_{\max}		8,3	1295,0	37,5	0,2	74,2	8,2	0,4	265,6
s		0,4	144,2	8,3	0,0	10,5	2,0	0,1	42,4

**Tab. A-24: Nitrat-N-Dynamik an den Standorten Schornbusch und Auen in der Bodenfeststoffphase
(Angaben in kg/ha)**

Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	246,59	55,88	46,71	22,29	59,27	14,91	246,59	14,91	74,28	231,68
33-66	91,70	23,33	47,91	9,39	14,88	12,57	91,70	9,39	33,30	82,31
66-99	26,82	3,73	16,97	5,79	7,54	10,32	26,82	3,73	11,86	23,09
99-132	22,15	3,06	7,63	4,88	8,37	6,55	22,15	3,06	8,77	19,09
132-165	1,99	2,00	2,11	2,19	4,86	3,33	4,86	1,99	2,75	2,87
165-198				3,74	4,07	3,58	4,07	3,58	3,80	0,49

Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	258,62	47,35	65,91	8,55	38,64	14,65	258,62	8,55	72,29	250,07
33-66	34,56	47,58	88,97	6,13	67,14	10,28	88,97	6,13	42,44	82,84
66-99	11,76	12,57	54,05	3,75	43,24	32,01	54,05	3,75	26,23	50,30
99-132	8,12	3,69	12,09	0,32	8,09	1,26	12,09	0,32	5,60	11,77
132-165	4,40	3,90	6,23	0,21	1,67	2,05	6,23	0,21	3,08	6,02
165-198	4,10	1,88	1,00	0,43	1,04	1,12	4,10	0,43	1,60	3,67

Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	142,57	32,20	12,27	12,95	56,41	22,44	142,57	12,27	46,47	130,30
33-66	21,12	5,02	18,66	3,16	4,56	4,87	21,12	3,16	9,57	17,96
66-99	21,12	5,23	5,32	2,59	4,26	3,42	21,12	2,59	6,99	18,53
99-132	16,04	2,22	1,73	2,69	6,76	8,56	16,04	1,73	6,33	14,31
132-165	15,74	2,25	0,87	2,86	2,74	3,33	15,74	0,87	4,63	14,87
165-198	10,26	3,55	0,36	2,96	3,26	2,96	10,26	0,36	3,89	9,90

Standort Auen

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	50,19	53,44	27,55	14,12	13,06	73,59	73,59	13,06	38,66	60,53
33-66	26,41	32,96	27,85	1,62	2,67	9,35	32,96	1,62	16,81	31,34
66-99	10,88	6,89	10,90	2,37	2,99	7,68	10,90	2,37	6,95	8,53
99-132	6,03	4,99	4,08	7,98	2,67	7,44	7,98	2,67	5,53	5,31
132-165	5,19	5,69	0,50	6,01	3,89	8,43	8,43	0,50	4,95	7,93
165-198	6,11	6,64	1,23	6,30	5,31	10,12	10,12	1,23	5,95	8,89

Tab. A-25: Ammonium-N-Dynamik an den Standorten Schornbusch und Auen in der Bodenfeststoffphase (Angaben in kg/ha)

Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	14,32	15,22	4,45	9,81	0,33	7,36	15,22	0,33	8,58	14,89
33-66	14,64	3,09	2,00	3,61	0,37	3,20	14,64	0,37	4,49	14,27
66-99	10,39	3,97	0,94	1,80	0,22	2,03	10,39	0,22	3,23	10,17
99-132	9,69	2,22	1,56	3,00	0,00	2,83	9,69	0,00	3,22	9,69
132-165	7,46	2,22	1,52	2,20	0,00	1,86	7,46	0,00	2,54	7,46
165-198	7,46	2,22	1,52	1,29	0,00	0,41	7,46	0,00	2,15	7,46

Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	20,78	3,61	2,47	4,27	3,02	4,45	20,78	2,47	6,43	18,31
33-66	10,09	4,47	3,90	1,63	2,50	2,33	10,09	1,63	4,15	8,46
66-99	7,98	2,89	3,30	1,00	2,32	0,66	7,98	0,66	3,03	7,32
99-132	5,34	2,00	2,00	1,08	1,48	0,07	5,34	0,07	2,00	5,27
132-165	9,43	2,56	1,30	0,97	0,62	0,68	9,43	0,62	2,59	8,81
165-198	9,73	2,30	1,30	0,42	0,96	0,34	9,73	0,34	2,51	9,39

Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	13,69	8,36	0,37	4,71	2,56	6,62	13,69	0,37	6,05	13,32
33-66	11,11	11,61	4,94	3,11	4,79	5,56	11,61	3,11	6,85	8,50
66-99	10,22	6,68	3,19	1,47	0,81	6,25	10,22	0,81	4,77	9,41
99-132	8,14	5,10	1,34	1,28	0,31	2,94	8,14	0,31	3,19	7,83
132-165	5,31	5,74	1,18	0,60	0	3,18	5,74	0,00	2,67	5,74
165-198	5,45	6,44	1,06	0,79	2,08	1,71	6,44	0,79	2,92	5,65

Standort Auen

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	7,86	3,84	0,82	1,01	0,00	0,10	7,86	0,00	2,27	7,86
33-66	13,99	3,82	2,57	4,23	4,08	3,14	13,99	2,57	5,31	11,42
66-99	13,38	6,12	1,72	2,55	0,37	3,47	13,38	0,37	4,60	13,01
99-132	14,58	4,69	3,53	10,46	3,21	4,61	14,58	3,21	6,85	11,37
132-165	10,80	6,61	1,52	4,05	0,36	4,01	10,80	0,36	4,56	10,44
165-198	12,97	4,99	2,37	5,31	0,66	5,40	12,97	0,66	5,28	12,31

Tab. A-26: DOC-Dynamik an den Standorten Schornbusch und Auen in der Bodenfeststoffphase (Angaben in kg/ha)**Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang**

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	248,60	258,40	236,60	227,22	161,59	63,56	258,40	63,56	199,33	194,84
33-66	186,20	161,70	162,86	157,92	107,25	163,04	186,20	107,25	156,50	78,95
66-99	83,62	116,90	103,83	97,11	32,76	70,51	116,90	32,76	84,12	84,14
99-132	80,13	94,11	61,05	108,67	25,26	17,94	108,67	17,94	64,53	90,73
132-165	76,53	94,11	70,55	70,10	27,86	8,06	94,11	8,06	57,87	86,05
165-198	76,53	94,11	70,55	63,31	17,96	8,06	94,11	8,06	55,09	86,05

Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	295,50	235,90	155,18	165,40	112,81	71,53	295,50	71,53	172,72	223,97
33-66	156,80	131,60	77,19	93,74	33,56	66,67	156,80	33,56	93,26	123,24
66-99	97,22	68,59	63,07	76,37	32,83	28,96	97,22	28,96	61,17	68,26
99-132	79,44	53,03	47,61	114,32	11,41	27,91	114,32	11,41	55,62	102,91
132-165	179,60	49,85	60,08	114,70	16,12	27,58	179,60	16,12	74,66	163,48
165-198	176,50	59,63	60,08	123,17	22,10	26,94	176,50	22,10	78,07	154,40

Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	264,90	197,30	258,17	211,04	123,46	90,69	264,90	90,69	190,93	174,21
33-66	156,60	137,20	91,64	98,48	44,17	57,39	156,60	44,17	97,58	112,43
66-99	88,85	92,64	63,36	74,56	8,38	49,89	92,64	8,38	62,94	84,26
99-132	87,49	100,50	77,19	76,23	26,32	17,29	100,50	17,29	64,17	83,21
132-165	88,28	92,56	50,49	64,76	35,00	32,84	92,56	32,84	60,65	59,72
165-198	87,65	118,20	33,66	65,54	19,58	29,94	118,20	19,58	59,09	98,63

Standort Auen

Tiefe in cm	Mai 96	Nov 96	Feb 97	Mai 97	Nov 97	Apr 98	X_{\max}	X_{\min}	arith. Mittel	Dynamik
0-33	109,80	148,00	72,35	104,12	60,31	68,67	148,00	60,31	93,88	87,69
33-66	74,56	109,20	43,86	92,87	34,48	47,03	109,20	34,48	67,00	74,72
66-99	75,82	83,25	26,98	72,68	36,94	35,84	83,25	26,98	55,25	56,27
99-132	97,04	92,94	51,73	114,59	48,02	86,29	114,59	48,02	81,77	66,58
132-165	90,07	93,93	42,01	82,58	25,11	48,02	93,93	25,11	63,62	68,82
165-198	73,86	83,49	28,99	73,26	14,08	30,80	83,49	14,08	50,75	69,41

Tab. A-27: Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch Teilfläche Oberhang (Angabe in mV)

Teilfläche Oberhang												
Tiefe in cm	30			50			100			130		
Datum	x	X _{min}	X _{max}	x	X _{min}	X _{max}	x	X _{min}	X _{max}	x	X _{min}	X _{max}
24. Feb	394,8	300	474	431,8	402	489	313,6	132	437	-176,8	-433	198
04. Mrz	256,4	169	344	377,8	310	485	284,8	169	486	-207,2	-463	408
11. Mrz	348,8	270	471	473	412	571	357,6	225	581	-142,6	-467	415
18. Mrz	455,8	273	577	493,2	431	575	389,8	271	603	-86,8	-435	434
25. Mrz	371,2	-18	545	455,8	398	527	374,2	258	577	-46,4	-360	415
01. Apr	213,4	-344	550	443	374	531	376	251	571	-9,4	-335	412
08. Apr	303	-256	560	540,6	507	571	372	237	564	3	-323	405
17. Apr	441,4	357	553	527,4	477	579	373,6	227	567	22,6	-311	406
21. Apr	439,4	365	557	559	538	575	375,6	226	558	98,2	-168	357
29. Apr	439,8	326	565	564	543	583	362,4	205	553	34,4	-296	412
08. Mai	304,6	-308	561	563,8	538	605	336	170	533	29,6	-297	404
13. Mai	448,8	377	578	571	547	617	326,8	158	532	31,4	-293	404
24. Mai	419	226	567	582,8	561	624	292,6	136	508	27,2	-279	390
27. Mai	432,6	288	570	588	569	627	292,4	134	509	41,4	-263	387
03. Jun	502	387	584	593,2	569	626	300	108	549	22	-281	372
11. Jun	501	384	580	580,8	556	611	340,8	215	551	18,6	-266	343
17. Jun	502,6	393	578	576,6	545	609	349,8	239	547	-6,8	-265	270
24. Jun	502	357	579	581,8	539	615	388,6	254	561	-48	-263	154
03. Jul	496	410	552	569,2	527	615	429,2	334	576	-64,6	-248	129
09. Jul	500	405	559	570,8	523	609	456	379	590	-86,6	-255	115
15. Jul	493,6	403	557	560	513	599	467,2	397	584	-79,2	-252	108
22. Jul	490,8	419	554	557	511	596	462,4	392	576	-83,6	-258	95
29. Jul	496,2	450	550	555,4	512	591	463,2	400	573	-77,2	-249	82
05. Aug	485,8	441	544	544	506	582	457,8	401	568	-74,6	-240	62
12. Aug	475,6	423	538	541,6	504	570	449,8	372	556	-73,8	-237	45
19. Aug	470	426	526	534,4	501	561	440,2	336	548	-72,4	-233	27
26. Aug	458,8	407	522	526,2	498	554	430,6	301	542	-73,8	-233	-7
04. Sep	465,6	425	524	487	448	520	417	243	538	-94,6	-238	-35
09. Sep	467,8	429	526	530,2	504	558	415	229	538	-92	-233	-35
23. Sep	472,4	430	537	525,2	477	565	411,8	192	539	-106,2	-225	-49
30. Sep	431,2	280	529	530,2	507	561	407,6	181	533	-79,4	-199	-13
07. Okt	456	393	527	533	510	561	402,8	157	534	-63,2	-204	-3
14. Okt	407	156	496	538,4	516	565	389,6	117	533	-97,8	-207	-43
21. Okt	447,6	327	535	533,2	513	560	392,8	112	536	-101,8	-211	-38
27. Okt	395,8	29	542	543	523	569	403	131	541	-101	-213	-37
11. Nov	475,6	436	538	541,8	524	568	415	173	541	-93,8	-205	-28
18. Nov	478	434	544	542,8	525	570	417	184	541	-94,4	-201	-31
24. Nov	481,6	433	550	547,6	531	575	422,8	196	546	-92,6	-198	-25
01. Dez	440,8	379	514	538,4	520	568	396,2	203	516	-9,8	-94	22
09. Dez	480,4	438	548	543,8	524	572	421,8	180	550	-92,2	-207	-21
06. Jan	434,4	366	521	503,6	470	545	406	197	529	-87,8	-198	-23
13. Jan	425,2	352	521	492,4	442	538	403,6	205	522	-84,6	-195	-19
10. Feb	476,8	421	562	509,2	468	546	407	258	515	-86,6	-167	-37
26. Feb	413	368	506	467,2	399	524	377,6	239	501	-68,2	-159	-15
17. Mrz	412,8	354	509	470,8	424	517	355	217	492	-60,4	-133	-20
31. Mrz	406	360	498	455,2	399	506	333	215	479	-19,2	-42	-1
14. Apr	442,6	395	523	474,4	444	513	264,4	128	469	-8,6	-53	98
21. Apr	423,8	371	519	466	431	511	247	98	465	6,6	-45	157
28. Apr	414,2	361	510	457	417	508	208,2	-13	461	14,4	-37	169
05. Mai	401,4	348	509	457,6	420	510	172,6	-64	425	21,4	-28	171
12. Mai	391,4	344	494	455	425	510	236,2	-4	469	27	-25	189

Tab. A-28: : Minima-, Maxima- und Mittelwerte der Redoxpotentiale am Standort Schornbusch Teilfläche Unterhang (Angabe in mV)

Teilfläche Unterhang												
Tiefe in cm	30			50			100			130		
Datum	x	X _{min}	X _{max}									
24. Feb	478,8	412	542	523,2	477	552	452,2	241	562	93,4	-442	499
04. Mrz	390,8	160	524	478,6	302	602	370,4	214	539	177,8	-443	527
11. Mrz	512,8	442	594	584,8	565	608	502,4	350	565	223,6	-432	526
18. Mrz	509,8	447	596	580,2	561	600	497,6	345	566	243,4	-397	527
25. Mrz	519	466	610	584,6	564	601	498	344	575	313,4	-123	532
01. Apr	513,6	460	605	579,6	559	594	489,2	333	573	322	-124	532
08. Apr	479,4	387	555	584,8	566	597	483,6	333	572	338,8	-93	537
17. Apr	519,2	474	578	585,8	574	595	481,2	345	573	380	72	538
21. Apr	516,4	479	579	582,8	567	593	473,4	347	570	398,8	165	533
29. Apr	488,8	438	576	536,4	480	564	457,8	356	561	407,4	280	474
08. Mai	489,8	419	545	571,2	565	576	441	305	566	433,8	245	536
13. Mai	499,8	426	576	580,6	572	587	425,4	304	565	436,4	243	537
24. Mai	332,2	271	380	413,4	383	447	241,4	50	402	369,6	220	541
27. Mai	505,8	420	567	588	552	602	333,6	9	543	431,2	219	540
03. Jun	523,2	440	592	583,8	533	603	436,2	213	550	434,4	217	540
11. Jun	529,6	439	585	567,8	534	587	478,8	186	584	435,8	227	542
17. Jun	525,4	439	592	563,2	533	580	452,4	82	576	421,2	192	530
24. Jun	536,6	450	583	567,4	541	582	474,8	139	578	413,8	148	532
03. Jul	523,2	437	567	553,6	521	576	502,6	250	581	392	37	535
09. Jul	543,4	460	607	553	526	572	506,8	260	583	387,2	7	536
15. Jul	524,2	453	558	544,4	529	560	507,4	266	582	421,2	193	534
22. Jul	297,8	270	343	322	296	350	281,6	170	348	221,6	171	300
29. Jul	521	456	596	549,4	530	566	495,6	219	581	431	251	534
05. Aug	521,6	451	575	542,6	519	562	501,8	270	577	436,4	290	530
12. Aug	511	446	582	536	516	555	496,2	247	577	439	318	528
19. Aug	501,6	442	570	524,4	511	545	490,2	257	567	433,4	316	532
26. Aug	492,6	438	551	515,8	502	535	449,2	102	559	425,8	310	524
04. Sep	497,2	447	561	514,2	490	537	410,6	-60	550	423,8	311	517
09. Sep	455,6	411	504	476,8	452	500	357,8	-134	507	377,4	270	473
23. Sep	410,2	389	440	429,6	409	442	337,4	-57	486	326,8	241	409
30. Sep	503,4	452	555	520,6	508	538	379,4	-111	526	414,2	317	509
07. Okt	501,2	451	548	517,4	503	532	369,4	-107	509	408	303	504
14. Okt	490,6	465	517	519,4	505	534	349,4	-110	489	393,4	237	501
21. Okt	502,4	457	522	524,4	509	537	345	-113	479	403,2	291	500
27. Okt	521,6	468	566	533	518	548	335,8	-118	492	404	294	501
11. Nov	514,4	466	535	529,4	517	539	330,8	-119	490	402,2	294	498
18. Nov	519	467	539	530,8	518	541	320,2	-114	481	393,4	265	495
24. Nov	524,6	474	548	537,2	526	551	323,6	-115	482	388,6	245	495
01. Dez	518	468	539	532,2	519	544	327,2	-113	485	385	234	495
09. Dez	520	475	549	536,4	525	550	345,2	-114	479	370,6	190	491
06. Jan	504,4	457	532	518,8	507	532	373	-106	549	369,8	188	486
13. Jan	501,4	452	527	514,8	503	530	367,2	-101	554	359,6	155	483
10. Feb	510,8	455	540	522,6	508	538	311,2	-100	534	313,2	-11	485
26. Feb	486	426	521	504	491	519	268,4	-78	494	295,2	-53	478
17. Mrz	483	422	507	500,4	489	515	247	-72	471	281,2	-91	474
31. Mrz	459,6	407	493	488,8	475	505	249,8	-76	461	282	-44	468
14. Apr	465,8	406	498	490,2	476	505	136,2	-54	396	258,6	-46	456
21. Apr	463,2	402	495	489	475	501	135,8	-44	385	252,8	-46	453
28. Apr	456,2	390	489	481,6	467	488	49,8	-32	307	244,8	-40	446
05. Mai	455,8	386	504	480,4	468	487	-12,6	-95	60	229,6	-33	433
12. Mai	457	384	503	479,6	462	492	433,4	173	564	193,6	-16	418

Tab. A-29: Abfluß Eschbach A = vor bzw. B = hinter dem Einzugsgebiet Schornbusch (Angabe in l/s)

Datum	Esch A l/sec	Esch B l/sec	Datum	Esch A l/sec	Esch B l/sec
26.03.96	4,97	4,97	08.05.97	4,85	4,97
02.04.96	0,99	0,99	13.05.97	0,94	0,94
16.04.96	0,29	0,29	20.05.97	0,99	0,99
25.04.96	0,78	0,78	24.05.97	0,90	0,90
28.04.96	0,63	0,70	29.05.97	0,74	0,66
30.04.96	0,59	0,59	03.06.97	0,70	0,59
07.05.96	1,29	1,45	10.06.97	1,04	1,04
14.05.96	0,82	0,82	17.06.97	1,23	1,23
22.05.96	0,86	0,86	24.06.97	1,04	0,94
30.05.96	0,66	0,66	01.07.97	1,13	1,04
01.06.96	0,56	0,56	03.07.97	1,08	1,08
11.06.96	0,59	0,33	09.07.97	0,94	0,94
18.06.96	0,31	0,23	15.07.97	2,90	2,25
25.06.96	0,56	0,50	22.07.97	1,18	0,99
02.07.96	0,53	0,29	29.07.97	0,86	0,86
11.07.96	0,63	0,63	05.08.97	0,94	0,50
23.07.96	0,44	0,14	11.08.97	0,78	0,50
30.07.96	0,33	0,33	19.08.97	0,53	0,44
06.08.96	0,25	0,20	26.08.97	0,70	0,59
20.08.96	0,23	0,20	04.09.97	0,70	0,70
27.08.96	0,63	0,50	09.09.97	1,13	0,47
03.09.96	0,38	0,27	23.09.97	1,29	0,38
10.09.96	0,29	0,25	30.09.97	0,63	0,38
17.09.96	0,44	0,44	07.10.97	0,47	0,44
24.09.96	1,57	0,59	14.10.97	0,47	0,47
25.09.96	0,44	0,44	21.10.97	0,44	0,41
29.09.96	0,56	0,44	27.10.97	0,44	0,44
14.10.96	0,44	0,38	07.11.97	0,86	0,86
15.10.96	0,44	0,38	18.11.97	0,53	0,53
22.10.96	0,86	0,94	25.11.97	0,44	0,44
29.10.96	0,70	0,70	01.12.97	1,23	0,82
05.11.96	0,50	0,50	09.12.97	1,23	0,90
12.11.96	0,66	0,66	13.01.98	0,90	0,90
19.11.96	3,35	3,08	10.02.98	0,82	0,82
27.11.96	0,74	0,74	17.02.98	0,74	0,82
06.12.96	1,51	1,63	26.02.98	0,74	0,63
10.12.96	0,78	0,78	17.03.98	1,40	1,57
17.12.96	5,34	5,34	14.04.98	1,40	1,18
19.12.96	1,57	1,57	21.04.98	1,29	1,29
28.01.97	1,04	1,04			
04.02.97	1,04	1,04			
14.02.97	1,70	1,89			
18.02.97	1,13	1,23	arith. Mittel	1,08	1,03
24.02.97	1,08	1,29	Xmin	0,23	0,14
04.03.97	4,73	5,73	Xmax	5,34	5,73
11.03.97	1,23	1,51	s	0,97	1,03
18.03.97	1,08	1,13			
25.03.97	1,29	1,57			
01.04.97	1,29	1,29			
08.04.97	1,18	1,18			
17.04.97	1,18	1,18			
21.04.97	1,18	1,08			
29.04.97	1,89	2,10			

Tab. A-30: Denitrifikationsraten der Standorte Auen und Schornbusch (Angaben in $\mu\text{g N}_2\text{-N/m}^2\text{/h}$) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Oberhang	Mittelhang	Unterhang	Auen
17.04.96	34	76	26	16
25.04.96	63	64	37	6
07.05.96	181	75	113	56
08.05.96	234	106	111	50
13.05.96	27	2	6	7
25.10.96	124	218	88	
26.10.96	102	251	82	10
03.11.96	139		98	
04.11.96	129		87	
06.03.97	690	407	141	
07.03.97	471	637	80	
07.05.97	1014	699	463	179
04.06.97	13	15	8	6
10.06.97	254		199	
12.06.97	240	98	191	
25.03.98	59		57	
29.04.98	306		298	
14.05.98	128		86	

Tab. A-31: Jahresverlauf der mikrobiellen Biomasse (N_{mik}) der Standorte Auen und Schornbusch (Angabe in N_{mik} mg N/kg TM) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Oberhang	Mittelhang	Unterhang	Auen
13.12.95	29,6	28,5	25,7	16,6
16.12.95	30,2	30,3	26,2	17,2
19.03.96	22,8	22,3	22,0	15,4
17.04.96	23,2	19,7	20,7	15,0
13.05.96	18,9	16,3	15,6	13,3
13.06.96	11,5	10,2	13,0	14,1
29.08.96	27,3	25,6	24,6	15,6
13.10.96	25,3	23,7	23,1	
23.10.96	28,9	28,2	24,8	15,0
24.10.96	29,3	29,4	23,7	14,8
19.02.97	23,5	22,6	18,8	13,3
05.03.97	34,0	28,4	29,0	
07.05.97	24,8	23,9	22,6	17,5
04.06.97	35,2	31,6	26,8	21,0
10.06.97	24,8		22,3	
17.10.97	28,2	29,5	24,6	
25.02.98	25,1	32,1	23,0	16,3
25.03.98	34,4		26,8	
29.04.98				
14.05.98				

Tab. A-32: : Jahresverlauf des C/N-Verhältnisses der Standorte Auen und Schornbusch (Angabe = $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Oberhang	Mittelhang	Unterhang	Auen
13.12.95	5,9	6,0	6,2	6,4
16.12.95	5,7	5,8	6,1	7,0
19.03.96	5,9	5,8	6,0	6,5
13.05.96	7,0	7,3	7,0	6,7
13.06.96	9,2	9,6	7,4	5,9
29.08.96	6,1	6,2	5,7	6,2
13.10.96	5,7	6,0	6,1	
23.10.96	5,8	5,8	5,8	6,8
24.10.96	5,9	5,7	5,9	6,5
19.02.97	6,5	6,1	7,2	6,6
05.03.97	6,6	6,5	6,4	
07.05.97	7,2	7,1	6,6	7,1
04.06.97	6,0	5,6	6,2	6,3
10.06.97	7,1		6,5	
17.10.97	6,7	6,3	6,5	
25.02.98	6,7		6,6	
25.03.98	6,1		6,1	
29.04.98				
14.05.98				

Tab. A-33: : Jahresverlauf der DOC-Gehalte Standorte Auen und Schornbusch (Angabe in mg C/kg TM) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Oberhang	Mittelhang	Unterhang	Auen
13.12.95	38,50	40,50	33,50	16,90
16.12.95	35,05	38,17	31,50	14,51
19.3.96	23,47	24,01	20,48	11,04
17.4.96	26,80	24,62	18,40	8,80
13.5.96	27,27	25,38	23,52	11,00
13.6.96	23,40	21,60	22,00	13,76
29.8.96	33,57	31,83	31,80	18,47
13.10.96	20,12	21,87	23,63	
23.10.96	32,53	30,02	36,20	14,34
24.10.96	32,20	29,64	36,00	12,20
1.11.96	30,60		33,96	
19.2.97	38,66	33,13	30,80	11,04
5.3.97	37,80	30,85	31,50	
7.5.97	26,96	27,24	27,75	12,00
4.6.97	27,57	25,60	23,96	10,77
10.6.97	27,49		24,11	
17.10.97	26,35	24,38	23,05	
25.2.98	24,14	21,31	19,40	7,29
25.3.98	30,26		24,42	
29.4.98				
14.5.98				

Tab. A-34: mittlere NO₃-Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente
 (Angaben in mg/l) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Unterhang Ap	Oberhang Ap	Unterhang Sw	Oberhang Swd
06.11.98	569,3	424,1	125,7	21,1
29.11.98	591,3	464,0	127,1	22,0
10.12.98	583,4	444,3	131,8	19,9
16.01.99	562,3	492,9	159,3	62,1
19.01.99	583,0	529,2	170,8	67,1
12.02.99	588,5	518,1	185,0	84,0
12.03.99	581,8	495,6	171,1	82,3
25.03.99	583,8	495,6	202,3	89,0
15.04.99	573,9	472,3	187,0	77,1

Tab. A-35: : mittlere DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung während der Bodensäulenexperimente
 (Angaben in mg/l) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Unterhang Ap	Oberhang Ap	Unterhang Sw	Oberhang Swd
16.01.99	16,6	34,4	4,5	19,8
19.01.99	21,8	32,0	5,9	22,6
12.02.99	25,6	31,3	7,0	17,8
12.03.99	25,3	27,3	9,4	17,0
25.03.99	26,3	25,0	9,1	19,8
15.04.99	28,1	32,4	9,7	14,8

Tab. A-36: CO₂-Emissionen während der Bodensäulenexperimenten (Angabe in mg C/m² h) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Unterhang	Oberhang
25.11.98	8,88	11,86
28.11.98	8,76	12,17
01.12.98	6,77	10,99
04.12.98	6,28	9,43
10.12.98	6,27	10,40
19.12.98	4,57	13,02
28.12.98	4,97	12,05
04.01.99	4,40	6,87
06.01.99	10,41	11,86
07.01.99	9,25	13,18
07.01.99	7,14	13,10
08.01.99	7,82	9,98
09.01.99	5,61	10,46
10.01.99	4,99	6,76
11.01.99	4,24	7,12
12.01.99	5,28	9,14
13.01.99	5,20	8,76
14.01.99	4,50	5,58
15.01.99	5,06	5,56
16.01.99	4,61	8,67
17.01.99	6,61	10,35
19.01.99	11,96	15,90
25.01.99	5,91	8,33
03.02.99	4,69	7,87
10.02.99	5,61	7,56
05.03.99	7,34	8,79
17.03.99	5,17	7,82
18.03.99	5,33	8,25
20.03.99	3,74	5,24
22.03.99	3,50	5,65
23.03.99	5,31	9,15
25.03.99	5,77	9,94
30.03.99	5,58	8,70

Tab. A-37: N₂O-Emissionen während der Bodensäulenexperimente (Angaben in µg N/m² h)) (Quelle: M.Trimborn, Agrikulturchemisches Institut der Universität Bonn)

Datum	Unterhang	Oberhang
25.11.98	7,91	1,94
28.11.98	9,02	2,59
01.12.98	10,56	4,55
04.12.98	6,98	4,20
10.12.98	3,15	2,26
19.12.98	1,38	1,29
28.12.98	1,37	1,57
04.01.99	0,78	0,56
06.01.99	1,62	2,12
07.01.99	1,45	3,21
07.01.99	1,14	2,88
08.01.99	1,04	1,65
09.01.99	1,16	1,81
10.01.99	2,09	3,40
11.01.99	2,04	4,31
12.01.99	1,78	4,66
13.01.99	2,19	6,74
14.01.99	4,49	7,55
15.01.99	7,04	10,65
16.01.99	15,13	19,92
17.01.99	21,95	19,86
19.01.99	22,28	9,17
25.01.99	13,55	3,73
03.02.99	10,28	3,75
10.02.99	8,56	3,22
05.03.99	6,37	4,55
17.03.99	5,32	4,79
18.03.99	6,65	9,61
20.03.99	10,47	17,68
22.03.99	6,75	21,13
23.03.99	6,31	29,65
25.03.99	4,15	35,45
30.03.99	3,71	26,00
31.03.99	4,40	17,56
01.04.99	4,49	17,52
03.04.99	4,44	12,76
06.04.99	3,96	5,18
12.04.99	5,88	6,94
16.04.99	2,83	4,19

Tab. A-38: Saugspannungswerte während der Bodensäulenexperimente, Teil 1 (Angabe in hPa)

Datum	Oberhang	Unterhang	Datum	Oberhang	Unterhang
25.11.98	54	82	11.01.99	18	33
26.11.98	54	85	12.01.99	31	51
27.11.98	52	85	13.01.99	48	69
28.11.98	54	84	14.01.99	13	18
29.11.98	57	89	15.01.99	24	31
30.11.98	66	108	16.01.99	37	39
01.12.98	167	178	17.01.99	59	52
02.12.98	267	231	18.01.99	67	54
03.12.98	386	315	19.01.99	64	55
04.12.98	452	370	20.01.99	73	61
05.12.98	258	321	21.01.99	74	62
06.12.98	191	285	22.01.99	76	63
07.12.98	159	272	23.01.99	76	64
08.12.98	359	422	24.01.99	79	65
09.12.98	479	474	25.01.99	78	68
10.12.98	505	522	26.01.99	82	71
11.12.98	554	574	27.01.99	84	72
12.12.98	585	618	28.01.99	84	73
13.12.98	605	646	29.01.99	89	77
14.12.98	632	672	30.01.99	92	78
15.12.98	641	653	31.01.99	95	79
16.12.98	679	706	01.02.99	97	80
17.12.98	700	724	02.02.99	96	81
18.12.98	726	745	03.02.99	96	85
19.12.98	734	756	04.02.99	96	86
20.12.98	762	765	05.02.99	90	85
21.12.98	788	786	06.02.99	90	87
22.12.98	805	796	07.02.99	90	87
23.12.98	820	796	08.02.99	93	88
24.12.98	820	796	09.02.99	94	98
25.12.98	820	796	10.02.99	94	99
26.12.98	820	796	11.02.99	105	103
27.12.98	820	796	12.02.99	107	105
28.12.98	820	796	13.02.99	119	111
29.12.98	820	796	14.02.99	120	109
30.12.98	820	796	15.02.99	123	110
31.12.98	820	796	16.02.99	122	108
01.01.99	820	796	17.02.99	125	110
02.01.99	820	796	18.02.99	128	112
03.01.99	820	796	19.02.99	128	117
04.01.99	820	796	20.02.99	128	118
05.01.99	685	522	21.02.99	130	118
06.01.99	612	737	22.02.99	133	119
07.01.99	203	435	23.02.99	136	120
08.01.99	209	288	24.02.99	139	121
09.01.99	251	303	25.02.99	143	123
10.01.99	12	21	26.02.99	145	123
			27.02.99	148	124
			28.02.99	151	125

Tab. A-39: Saugspannungswerte während der Bodensäulenexperimente, Teil 2 (Angabe in hPa)

Datum	Oberhang	Unterhang
01.03.99	151	124
02.03.99	142	124
03.03.99	125	124
04.03.99	112	119
05.03.99	102	117
06.03.99	112	123
07.03.99	102	121
08.03.99	95	118
09.03.99	88	114
10.03.99	85	114
11.03.99	82	113
12.03.99	78	111
13.03.99	88	122
14.03.99	81	119
15.03.99	78	117
16.03.99	143	139
17.03.99	213	168
18.03.99	261	195
19.03.99	87	140
20.03.99	115	155
21.03.99	183	188
22.03.99	268	236
23.03.99	54	126
24.03.99	75	122
25.03.99	131	155
26.03.99	194	193
27.03.99	281	239
28.03.99	346	286
29.03.99	403	346
30.03.99	18	62
31.03.99	40	85
01.04.99	18	60
02.04.99	33	77
03.04.99	69	116
04.04.99	121	156
05.04.99	176	198
06.04.99	196	217
07.04.99	192	228
08.04.99	174	185
09.04.99	166	214
10.04.99	160	208
11.04.99	153	199
12.04.99	148	191
13.04.99	148	191
14.04.99	148	191
15.04.99	148	191
16.04.99	148	191

Anhang Teil C

Abbildungen

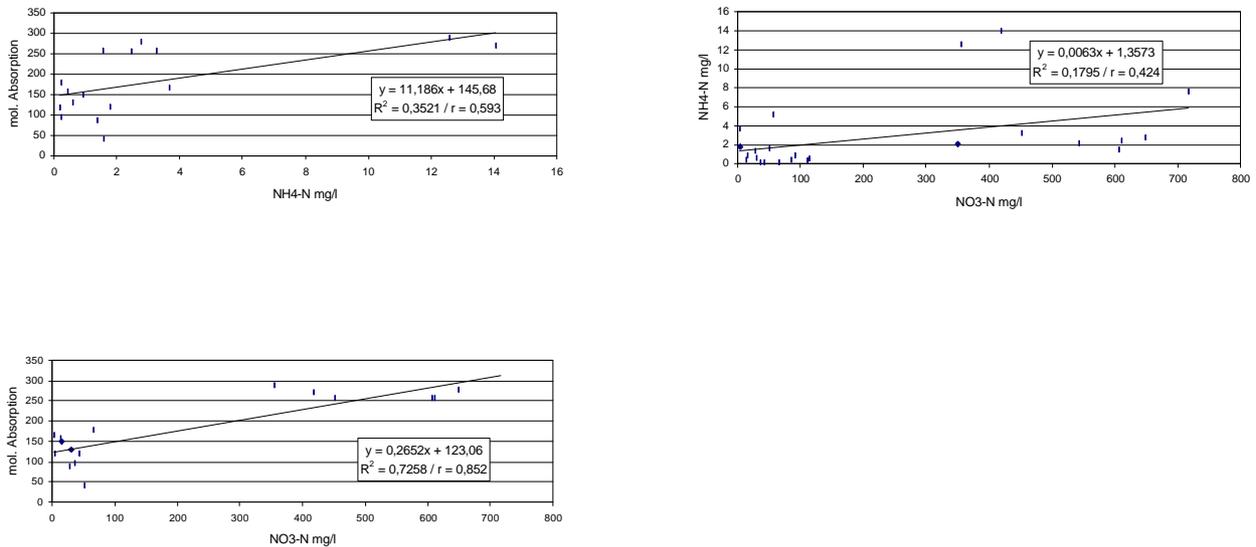


Abb. A-10: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Ap-Horizont

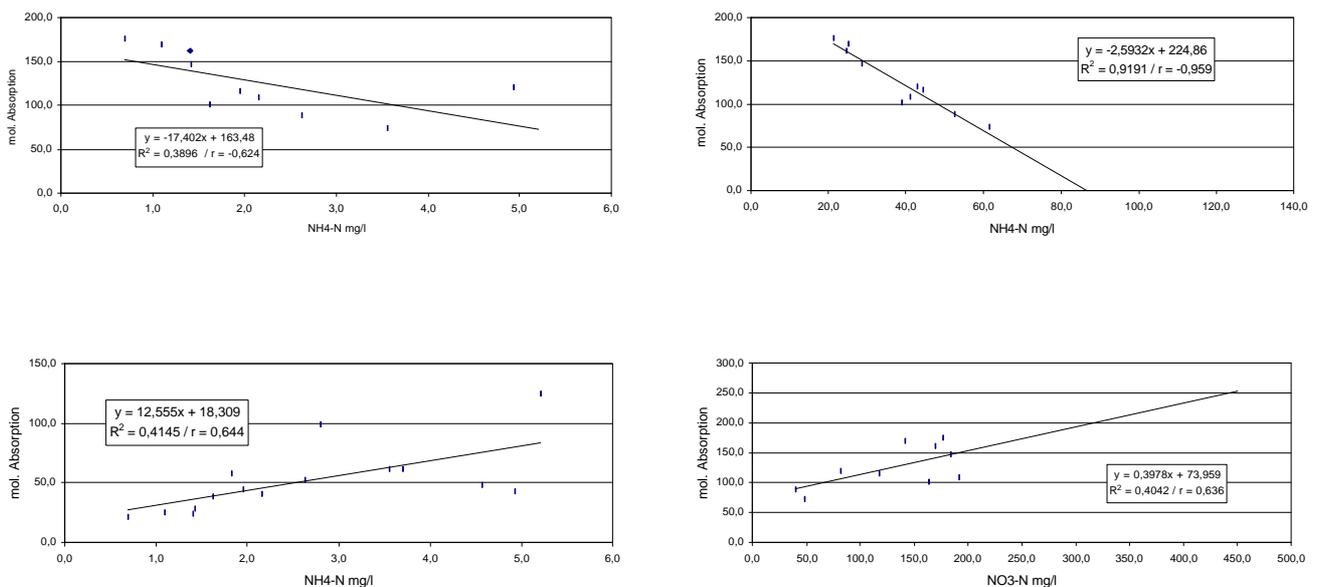


Abb. A-11: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Ap-Horizont

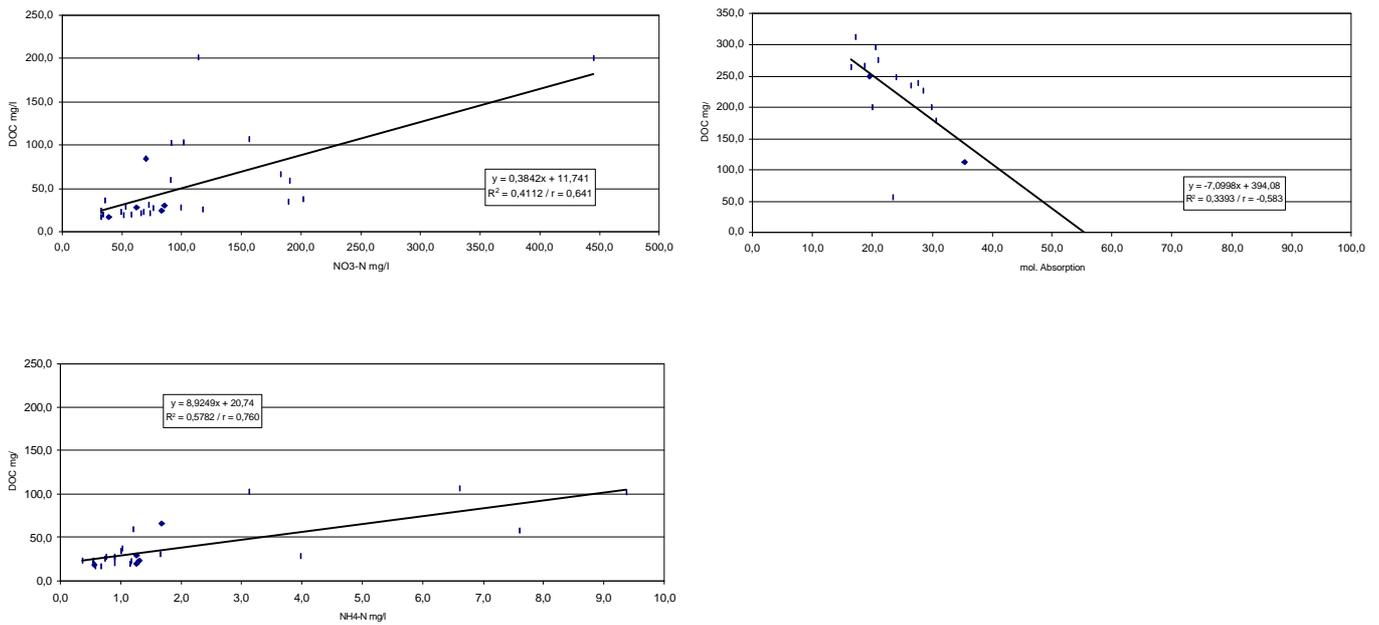


Abb. A-12: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, Ap-Horizont

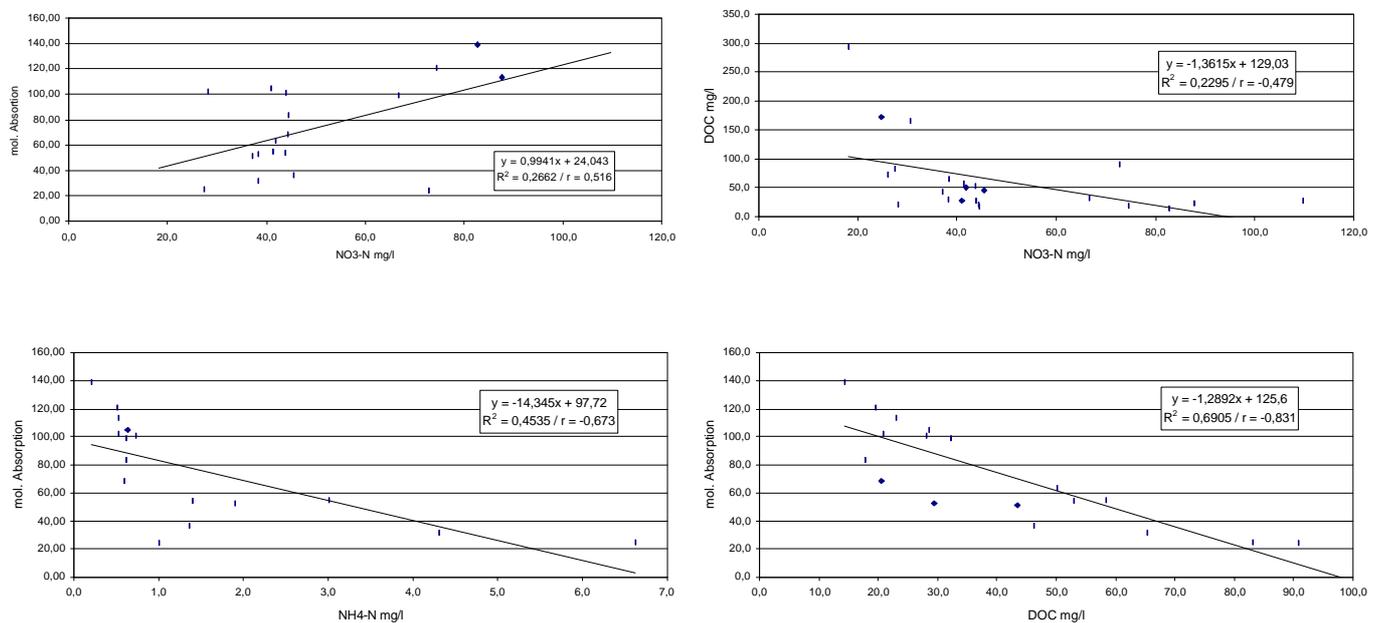


Abb. A-13: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Sew-Horizont

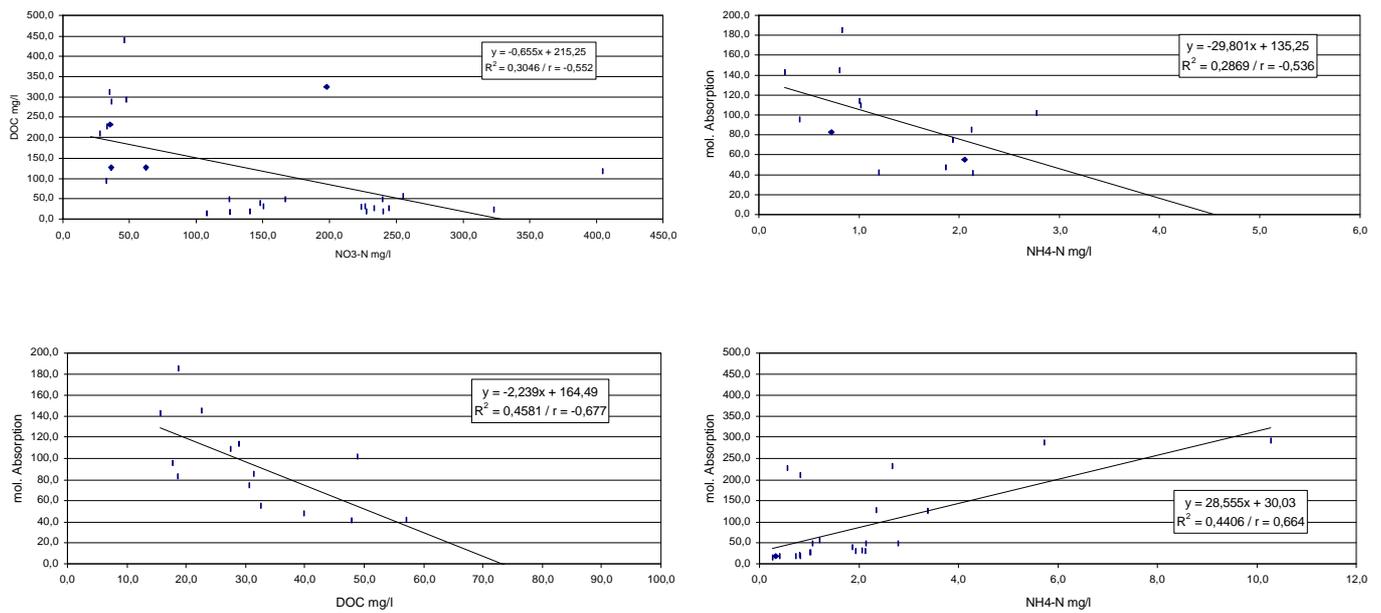


Abb. A-14: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Swd-Horizont

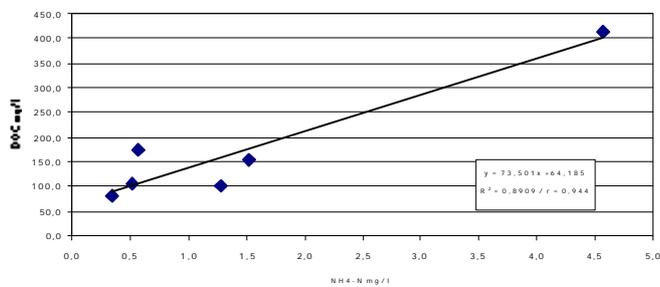


Abb. A-15: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Auen, Sw-Horizont

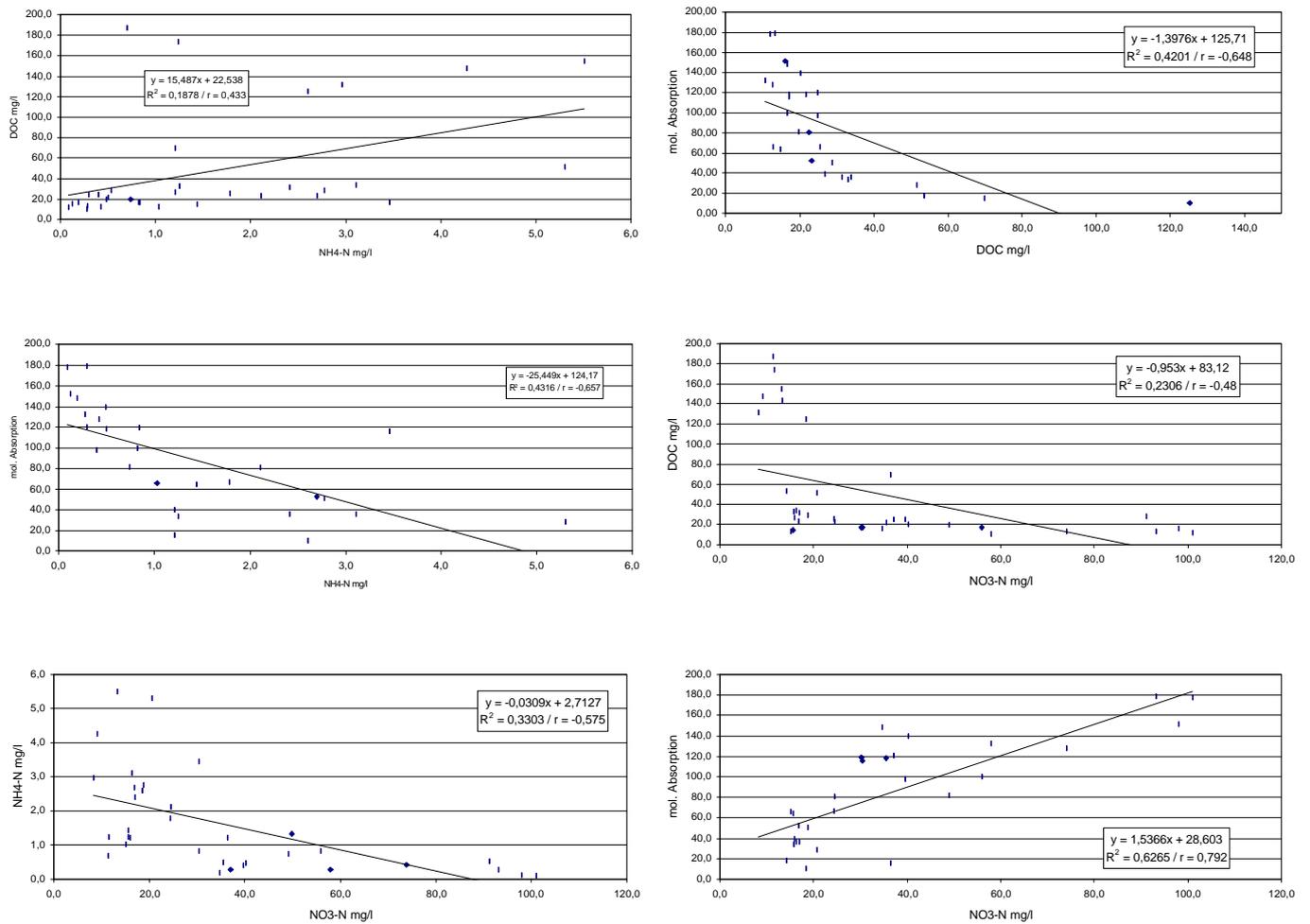


Abb. A-16: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Sd-Horizont, 100 cm Tiefe

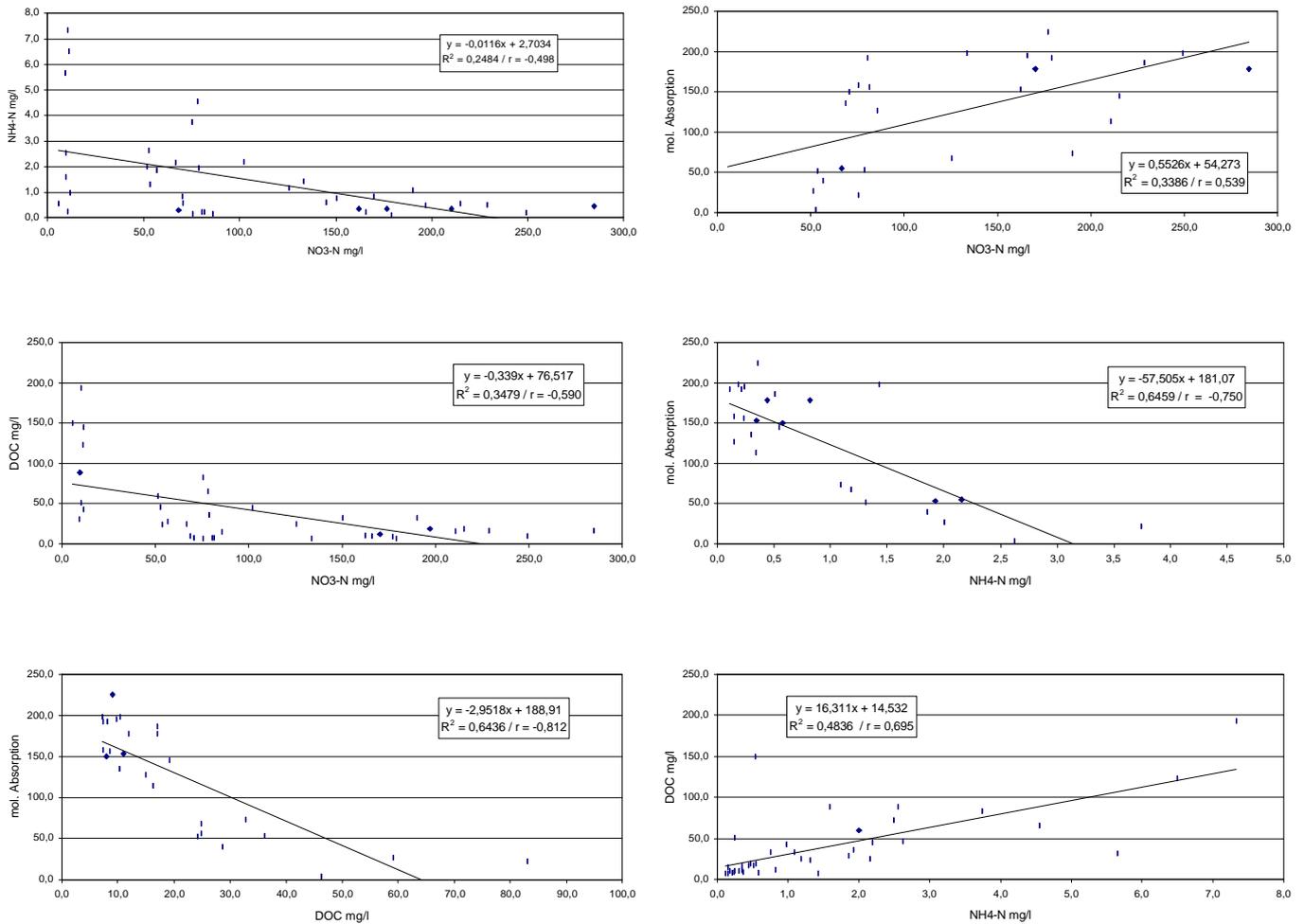


Abb. A-17: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Sd-Horizont, 100 cm Tiefe

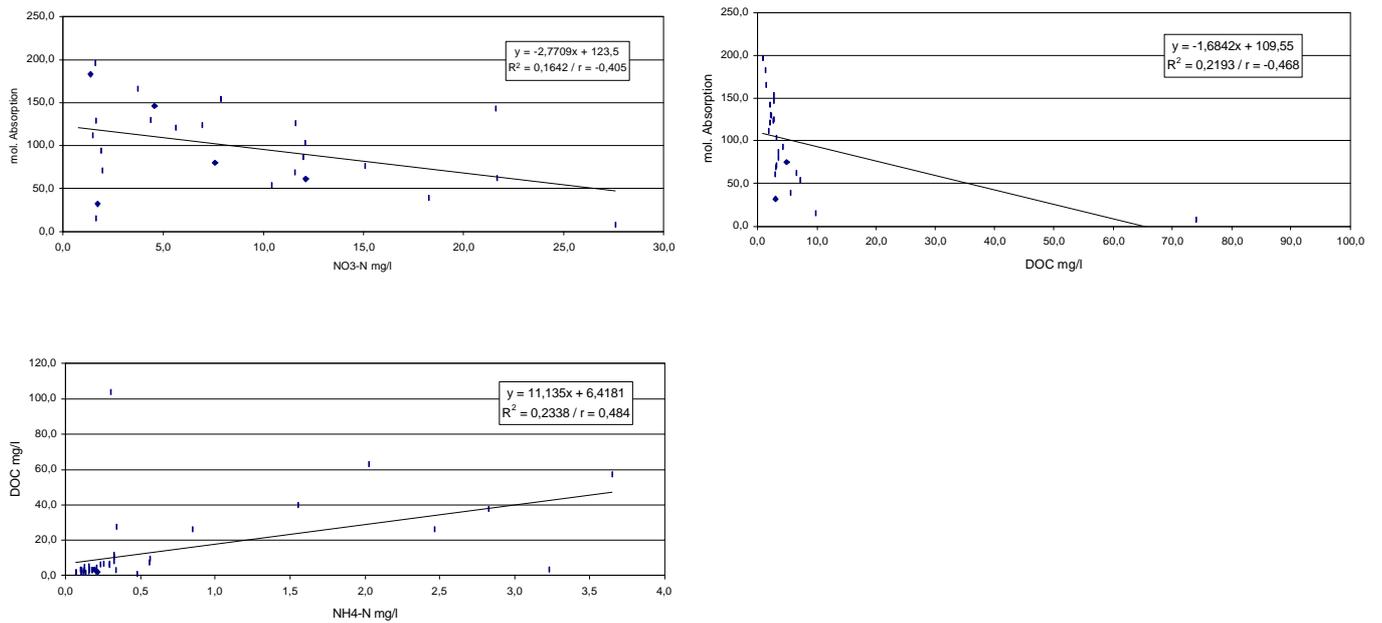


Abb. A-18: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, Sw-Horizont, 100 cm Tiefe

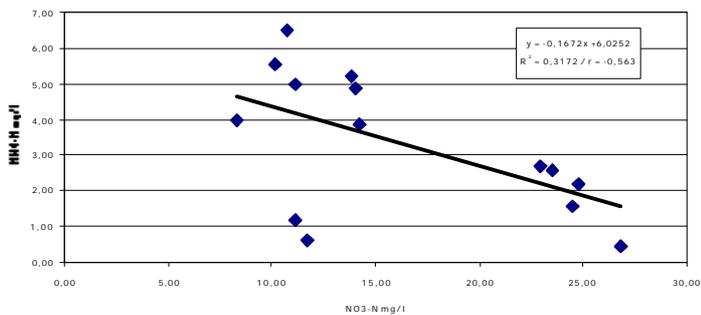


Abb. A-19: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Auen, Sw-Horizont, 100 cm Tiefe

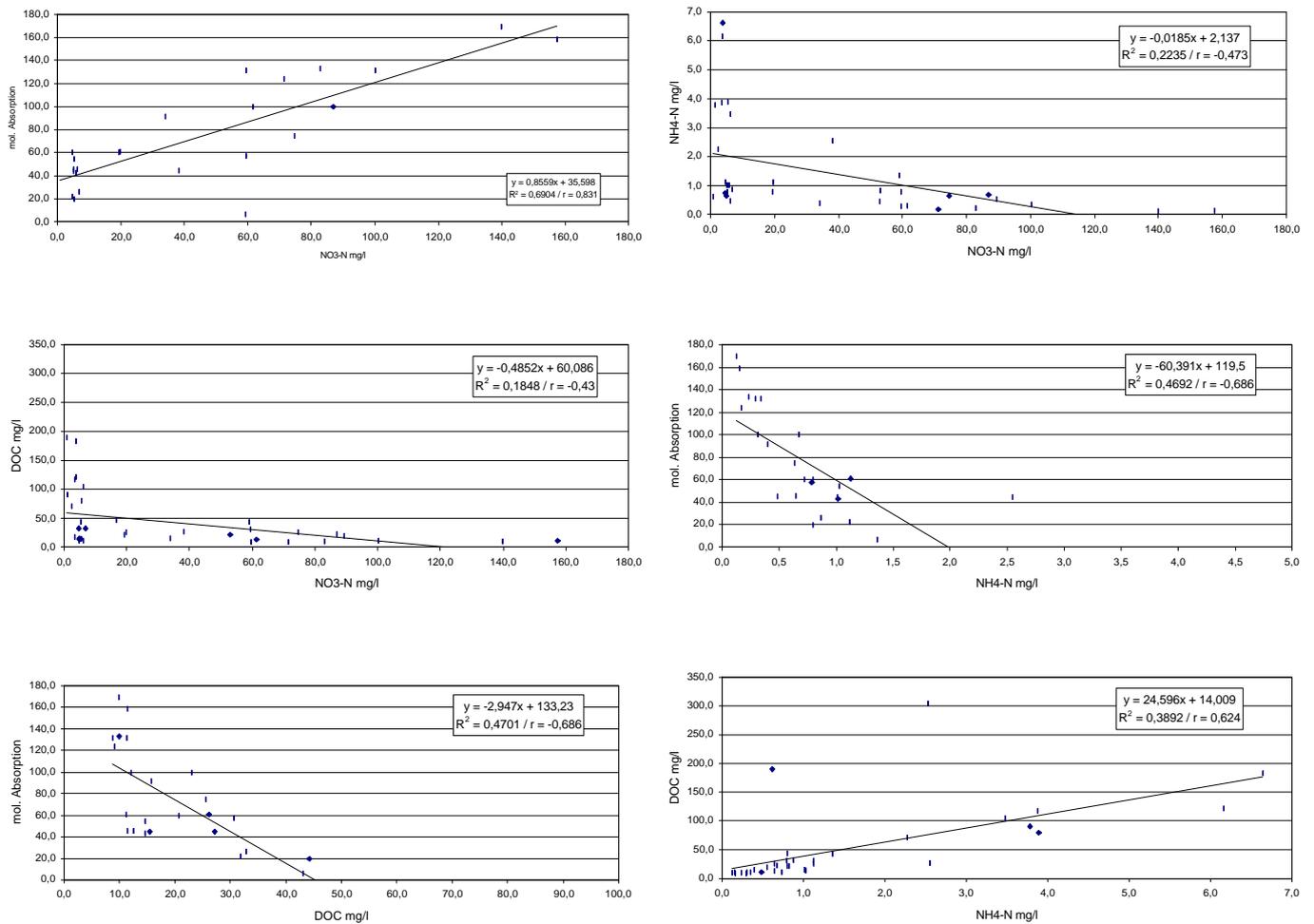


Abb. A-20: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Oberhang, Sd-Horizont, 130 cm Tiefe

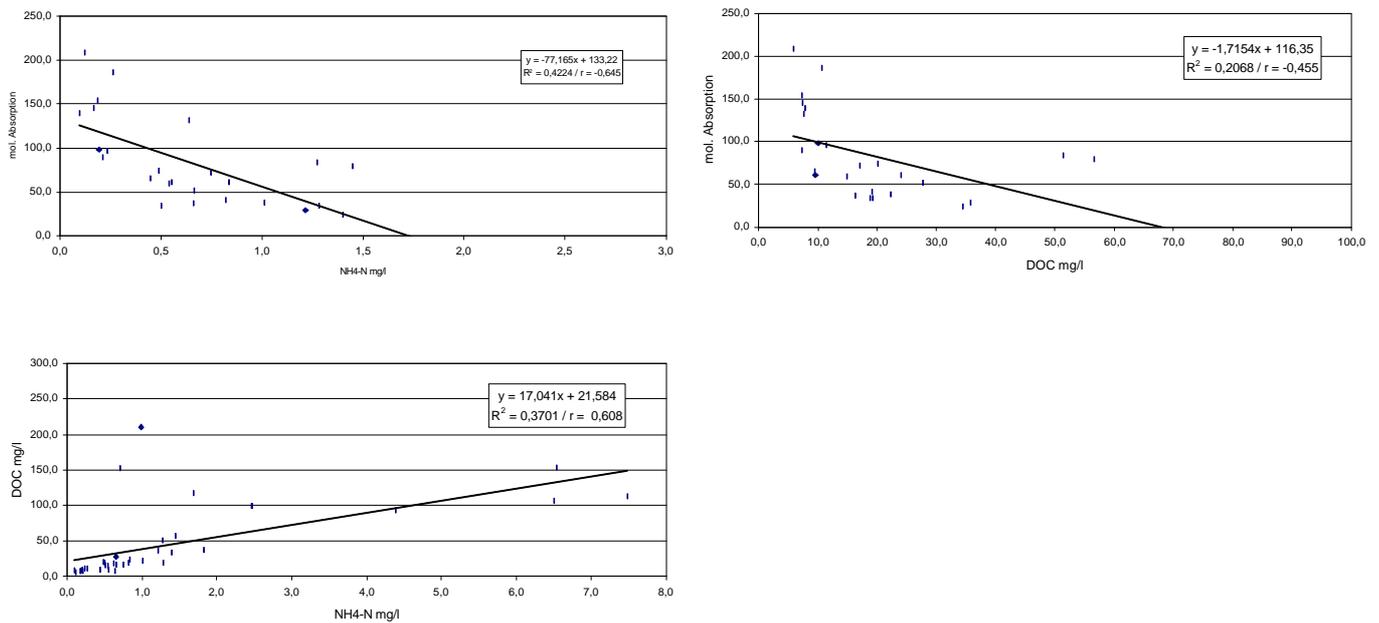


Abb. A-21: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Mittelhang, Sd-Horizont, 130 cm Tiefe

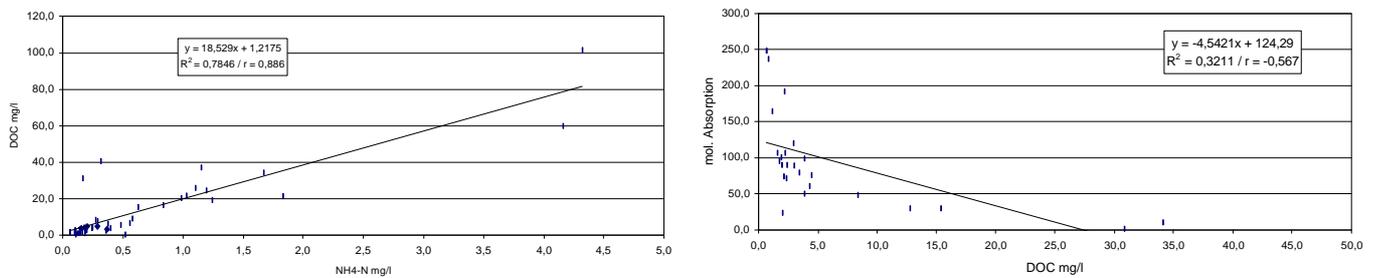


Abb. A-22: Streudiagramme der signifikanten Korrelationen zwischen den erfassten bodenchemischen Parametern, Standort Schornbusch, Teilfläche Unterhang, Sw-Horizont, 130 cm Tiefe

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt meinem Lehrer Herrn Prof. Dr. H. Zepp, nicht nur für die Überlassung des Themas, sondern vor allem für die stets fördernde und anregende Anteilnahme am Fortgang dieser Arbeit. Er unterstützte mich seit Beginn meiner wissenschaftlichen Tätigkeit in großzügiger Weise und hat mein Denken durch zahlreiche konstruktive Diskussionen und wertvolle Ratschläge entscheidend geprägt.

Herrn Prof. Dr. B. Marschner danke ich sehr für die Übernahme des Koreferat.

Besonderer Dank gilt ebenfalls meinem „Projektpartner“ Dipl.-Ing. agr. M. Trimborn vom Agrikulturchemischen Institut der Universität Bonn, für wertvolle Diskussionen und die umfangreiche Mithilfe bei Geländearbeiten unter oftmals schwierigen Bedingungen.

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Geographischen Institut der Ruhr-Universität Bochum sei für ihre Hilfsbereitschaft und Mitwirkung an meiner Arbeit gedankt. Zu besonderem Dank verpflichtet bin ich Frau G. Wilde, die mir einen großen Teil der Laboranalysen abnahm, Herrn W. Gosda, der mich in theoretischen und praktischen Fragen in der Laborarbeit unterstützte und Herrn stud. geogr. G. Bomholt, der den Bau und die Installation der Redoxpotentialsonden übernahm und einen großen Teil der Laboranalysen durchführte.

Meinen Kollegen, Freunden und allen Mitgliedern des Bochumer Doktorandenzirkels, die mich sowohl durch tatkräftige Mithilfe als auch durch stetige Gesprächsbereitschaft, Rat und Motivation unterstützten, gilt mein besonderer Dank.

Herrn Dipl.-Geogr. S. Harnischmacher danke ich für das mühsame Korrekturlesen, für wertvolle Tips bei EDV-Problemen und die stete aufmunternde Anteilnahme am Fortgang der Arbeit.

Herrn Dr. Zhang Bin vom Nanjing Institute of Soil Science möchte ich für zahlreiche motivierenden Diskussionen und die Unterstützung bei der Simulation des Bodenwasserhaushaltes danken.

Allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Agrikulturchemie der Universität Bonn sei für die Gastfreundschaft während meines Aufenthalts bei der Durchführung der Bodensäulenexperimente gedankt.

Den Landwirten Herrn von Meer und Herrn Schorn, auf deren landwirtschaftlichen Flächen ich die notwendigen Geländearbeiten und Langzeitmeßreihen durchführen konnte, gilt auch mein Dank. Herrn von Meer danke ich darüber hinaus für praktische Hilfestellung und die Bereitstellung seiner Werkstatt bei anfallenden Reparaturen sowie für manchen Disput zwischen „Praktiker“ und „Theoretiker“, der mir fundierte Einblicke in die „gute landwirtschaftliche Praxis“ ermöglichte.

Für die nicht minder wichtige seelische Unterstützung und für manche Stunde des geistigen Ausgleichs danke ich meinen beiden engsten Freunden Doro Freitag und Stefan Graiger.

Nicht zuletzt darf ich herzlich meiner „Suse“ Susanne Busse danken, die mehrjähriges und in schwierigen Zeiten zum Teil übermenschliches Verständnis für meine Arbeit aufbrachte.

Auch allen hier nicht namentlich erwähnten Personen, die zum Gelingen der Arbeit beigetragen haben, möchte ich meinen Dank aussprechen.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sage ich Dank für die finanzielle Förderung des Projektes.

Meine Eltern ermöglichten mir eine Ausbildung nach meinen Wünschen und schufen damit die fundamentale Grundlage für das Gelingen dieser Arbeit. Ihnen sei für die vielfältige und langjährige Unterstützung gedankt und diese Arbeit gewidmet.

Erklärung zum Promotionsverfahren

Hiermit erkläre ich, daß ich meine Dissertationsarbeit „Beziehungen zwischen dem Bodenwasserhaushalt und der Stickstoffdynamik von landwirtschaftlich genutzten Pseudogleyen“ selbständig und ohne unerlaubte Hilfen ausgeführt und verfaßt habe und daß die Arbeit in dieser oder ähnlicher Form noch bei keiner Fakultät oder einer anderen Hochschule eingereicht wurde.

Bochum, 11.12.2000

Lebenslauf

Persönliche Daten

Arndt von Itter
Weberstr. 80
53113 Bonn

geb.: 21. September 1966 in Düsseldorf

Familienstand: ledig

Schule

08/1973 - 07/1977	Anne-Frank-Schule Städt. Gemeinschaftsgrundschule Düsseldorf
08/1977 - 06/1983	Städt. Realschule In der Lohe Düsseldorf Abschluß: mittlere Reife
08/1983 - 06/1986	Städt. Georg-Büchner-Gymnasium Düsseldorf Abschluß: Abitur

Zivildienst

08/1986 - 03/1988	Ev. Bildungs- und Pflegeanstalt Benninghof Mettmann
-------------------	---

Studium

02/1988 - 10/1994	Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn Hauptfach: Geographie; Nebenfächer: Bodenkunde, Limnologie; Nachbarfach: Forstwirtschaft Examen zum Diplom-Geograph, Thema der Diplomarbeit: Landschaftsökologische Gliederung der Waldareale südlich von Rheinbach.
09/1995 – 02/2001	Ruhr-Universität-Bochum Thema der Disputation: Stickstoffbilanzen in der Land- wirtschaft.

Wissenschaftliche Tätigkeiten

12/1994 – 05/2001	wissenschaftliche Tätigkeit im Geographischen Institut der Ruhr-Universität Bochum
-------------------	---

Bonn, den 30.5.2001