

Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre

- Schlußbericht -

Autoren:

K.H. Feger¹, K. Lorenz¹, S. Raspe² und M. Armbruster³

ehedem: Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br.

¹ *Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart*

² *Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 85354 Freising*

³ *BITÖK, Lehrstuhl für Bodenökologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth*

DIE ARBEITEN DER PROJEKTTRÄGERSCHAFT LEBENSGRUNDLAGE UMWELT UND
IHRE SICHERUNG (BWPLUS) WERDEN MIT MITTELN DES
LANDES BADEN-WÜRTTEMBERG GEFÖRDERT

Förderkennzeichen: PEF 1 96 003

135 Seiten
33 Abbildungen
33 Tabellen
203 Literaturstellen

Februar 2000

Inhaltsverzeichnis

Seite

1 Einleitung	1
1.1 Versauerung von Waldböden.....	1
1.2 Kalkung als Gegenmaßnahme	2
2 Ausgangslage und Zielsetzung	6
3 Untersuchungsgebiete	8
3.1 Untersuchungsgebiet Schluchsee	8
3.2 Süddeutsche Vergleichsstandorte	14
3.2.1 Höglwald	14
3.2.2 Adenau.....	14
3.2.3 Idar-Oberstein.....	15
4 Material und Methoden	16
4.1 Auswahl der Vergleichsflächen und experimentelle Kalkungen	16
4.2 Chemischer Bodenzustand	17
4.3 Bodenmikrobiologische Methoden	18
4.4 Feinwurzelverteilung und -ernährung	18
4.5 Bestandesernährung.....	19
4.6 Wasser- und Stoffflüsse sowie Perkulationsversuch	19
4.6.1 Bestimmung der Wasserflüsse.....	19
4.6.2 Bestimmung der Stoffflüsse	23
4.6.3 Perkulationsversuch mit Bodensäulen aus dem Quellmoorbereich.....	28

5 Ergebnisse und Diskussion	32
5.1 Wasser und Elementflüsse am Standort Schluchsee.....	32
5.1.1 Wasserflüsse	32
5.1.2 Elementflüsse	37
5.1.2.1 Höhe und zeitliche Entwicklung der Deposition	37
5.1.2.2 Auswirkungen der Kalkung auf das Bodensickerwasser und Umsetzungen im Boden	39
5.1.2.3 Rolle bachnaher, vernäßer Bereiche für die N- und S-Dynamik	44
5.1.2.4 Auswirkungen der Kalkung auf die Gebietsausträge	51
5.1.2.5 Räumliche Variabilität des Bachwasserchemismus.....	58
5.1.2.6 Kurzfristige Veränderungen und abflußabhängige Variabilität des Bachwasserchemismus	62
5.1.3 Diskussion der Ergebnisse.....	72
5.1.3.1 Vergleichbarkeit der Wassereinzugsgebiete in Schluchsee und räumliche Variabilität des Bachwasserchemismus	72
5.1.3.2 Auswirkung dolomitischer Kalkung auf Sickerwasser- und Bachwasserchemismus.....	72
5.2 Bestandesernährung.....	75
5.2.1 Nadeln.....	75
5.2.2 Wurzeln	77
5.2.2.1 Elementgehalte der Feinwurzeln.....	77
5.2.2.2 Tiefenverteilung der Feinwurzeln	80
5.2.2.3 Nährstoffvorräte in der Feinwurzelbiomasse	83
5.2.2.4 Diskussion.....	84
5.3 Bodenchemischer Zustand	86
5.3.1 Schluchsee	86
5.3.1.1 Veränderungen in den ersten 5 Jahren nach der Kalkung.....	87
5.3.1.2 Versuchsjahr 1997.....	91
5.3.2 Vergleichsstandorte	99

5.4 Bodenmikrobiologie	99
5.4.1 Schluchsee	99
5.4.1.1 Veränderungen in den ersten 6 Jahren nach der Kalkung	99
5.4.1.2 Versuchsjahr 1997.....	100
5.4.2 Vergleichsstandorte	107
5.4.3 Zusammenfassende Diskussion	116
6 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen	118
7 Literatur	123

Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre

In zwei benachbarten kleinen Wassereinzugsgebieten im Forstbezirk Schluchsee (südlicher Hochschwarzwald) wurden die mittel- bis längerfristigen Auswirkungen einer praxisüblichen Kalkung 6 bis 8 Jahre nach Ausbringung untersucht. Als Varianten standen das unbehandelte Kontrollgebiet S1 und das 1990 mit 4 t/ha Dolomit-Granulat behandelte Gebiet S4 zur Verfügung. Untersucht wurden Wasserqualität und Stoffverlagerung entlang von Fließwegen in den Böden der Einzugsgebiete in unterschiedlichen Zeitskalen. Anhand wiederholter Inventuren von Mineralboden und Auflagehumus sowie Feinwurzeln und Nadeln der Fichtenbestände wurden zeitliche Veränderungen als Folge der Kalkung erfasst und beurteilt. Außerdem erfolgten detaillierte Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität und N-Dynamik der Oberböden. Zum Vergleich ebenfalls beprobt wurden drei weitere ältere Kalkungsflächen in Süddeutschland (Höglwald, Adenau und Idar-Oberstein).

Die Kalkung in S4 hatte auch im 6. Bis 8. Jahr nach Ausbringung keine drastischen Veränderungen der Sickerwasser-Zusammensetzung bewirkt. Somit ergaben sich durch die Einzugsgebietskalkung in Schluchsee weder ausgeprägte positive (verbesserte Säurepufferung) noch negative (erhöhte Nitrat-Auswaschung) Effekte auf den Gewässer-Chemismus. Die Bestandesernährung wurde durch die dolomitische Kalkung längerfristig relativ schwach beeinflusst. Chemische Veränderungen betrafen hauptsächlich den Auflagehumus. Trotz auch im Mineralboden verbesserter chemischer Bedingungen, bestand die bereits nach der Kalkung beobachtete Verflachung der Feinwurzelmasse fort. Diese Tatsache stellt zweifellos ein beträchtliches Risiko im Hinblick auf die ernährungspysiologische Bestandesstabilität dar. Die Auswirkungen der Kalkung auf mikrobielle Biomasse und Aktivität waren standörtlich außerordentlich differenziert und außerdem abhängig von der Dauer der Kalkwirkung. Das Muster der N-Mineralisation auf den vier gekalkten Standorten war uneinheitlich. Anhaltende C-Mineralisation und Überschuss-Nitrifikation scheinen offenbar am ehesten mit biotisch aktiven Oberböden und gleichzeitig hoher N-Depositionsbelastung verknüpft zu sein.

Mid- and long-term effects of compensatory and protective soil liming on the pedosphere and hydrosphere

In two adjacent small watersheds in the forest district Schluchsee (southern Black Forest) the mid- and long-term effects of a practical liming measure 6 to 8 years after application were studied. Experiments included control watershed S1 and treatment S4 where 4 t of pelletized dolomitic limestone per hectare had been applied in 1990. Studies covered water quality along flowpaths in the soils of the watershed within differing time scales. Using repeated inventories of mineral soils, O-horizons, fine roots and needles of Norway spruce the temporal development as affected by the liming were documented and evaluated. In addition, detailed studies on microbial activity and N dynamics in the top-soils were performed. For comparison purposes three additional sites in Southern Germany with older liming trials (Höglwald, Adenau, Idar-Oberstein) were sampled.

The addition of dolomitic lime to watershed S4 also in the 6th to 8th year of treatment did not result in drastic changes of drainage quality. Thus, the watershed liming did result neither in distinct positive (improved acid buffering) nor negative (nitrate leaching) effects on water quality. The nutritional status of the forest stands on the long-term was only slightly influenced by the addition of dolomite. Chemical changes mainly occurred in the O-horizons. Although the chemical conditions in the mineral soil also were improved, the shallow orientation of fine root mass which had been observed initially after liming further continued. With any doubt, this pattern represents a distinct risk with respect to nutritional stability of the stands. The effects of liming on microbial biomass and activity was distinctly controlled by site conditions and was also depended on the duration of the treatment. The pattern of N mineralization on the 4 limed sites was heterogeneous. Sustained mineralization of C and excess nitrification appear obviously to be linked to biotically active top-soils and simultaneously high N deposition.

1 Einleitung

1.1 Versauerung von Waldböden

Waldböden der humiden Klimate unterliegen im Laufe ihrer natürlichen Entwicklung der allmählichen Versauerung, wozu verschiedene ökosysteminterne und externe Protonenquellen beitragen (ULRICH, 1985; FEGER, 1993, 1996). So werden bei der mikrobiellen Oxidation der organischen Substanz und der Wurzelatmung Kohlensäure bzw. organische Säuren freigesetzt. Eine weitere interne Protonenquelle stellt die Abgabe von Protonen durch die Wurzel bei der Kationenaufnahme und die Festlegung eines Kationenüberschusses in der Biomasse dar. Auch bei der Oxidation reduzierter Eisen- und Mangan-Verbindungen sowie von Sulfiden nimmt die Bodenazidität zu. Externe Protonenquelle ist die atmogene Deposition (direkte Protonenbelastung, Umsätze von Ammonium-N im Ökosystem). Geschwindigkeit und Ausmaß der Bodenversauerung hängen demnach einerseits von der Höhe der Protonenbelastung und andererseits von der Säureneutralisationskapazität des Bodens ab. Basensättigung und Mineralbestand bestimmen somit die Kapazität zur Neutralisation von Säuren, wobei sich verschiedene, kinetisch unterschiedlich wirksame Puffermechanismen überlagern (vgl. SCHWERTMANN et al., 1987).

Da im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Bodennutzung in Wäldern keine Regulation des pH-Wertes durch regelmäßige Zufuhr von Puffersubstanzen erfolgt, ist auf vielen Waldstandorten die natürliche Bodenversauerung häufig weit fortgeschritten. Verstärkend wirkt außerdem die ungünstige Ausstattung vieler Böden mit leicht verwitterbaren Silikaten. Zusätzlich hat die lang anhaltende Nutzung der Wälder die Prozesse der Bodenversauerung verstärkt (u.a. ULRICH, 1985; REHFUESS, 1990; FEGER, 1996). So führte vor dem Beginn einer geregelten Forstwirtschaft besonders die Streunutzung zu einer drastischen Degradation der Waldböden (GLATZEL, 1991). Solche ungünstigen Nutzungspraktiken sind zwar heute weitgehend verschwunden, bestimmen aber nachwirkend den chemischen Bodenzustand sowie den biotischen Humusumsatz und damit auch die Nachlieferung wichtiger Pflanzennährstoffe.

Die Bedeutung externer Protonenquellen hat seit Beginn der Industrialisierung stark zugenommen. Aufgrund des ausgeprägten Auskämmeffektes im Kronenraum sind gerade Waldböden einer verstärkten externen Säurebelastung ausgesetzt (ULRICH, 1985). Beschleunigte Versauerung und Auswaschung kationischer Nährelemente und mit dem pH-Rückgang ansteigende Mobilität von Metallen stellen dabei Gefahren für die ökologische und landeskulturelle Funktion von Waldböden dar (vgl. BLUME und BRÜMMER, 1991; FEGER, 1996, 1997/98). In der Folge auftretende erhöhte Konzentrationen ionarer Al-Spezies wurden früh als Hauptursache der neu-

artigen Waldschäden vermutet (ULRICH, 1986). Verschiedene Anpassungsmechanismen der Wurzeln der meisten Baumarten lassen jedoch eine direkte Al-Toxizität eher unwahrscheinlich erscheinen (MARSCHNER, 1991). Demgegenüber wird der antagonistischen Hemmung der Aufnahme von Nährkationen durch Al-Ionen größere Bedeutung beigemessen (vgl. ZÖTTL, 1983; HÜTTL, 1985, 1991; REHFUESS, 1988, 1995a). Hiervon besonders betroffen ist die Behinderung der Magnesium-Aufnahme wodurch auf sauren, basenarmen Mittelgebirgsstandorten Nadelvergilbungen bei Fichte auftreten können (ZECH und POPP, 1983; ZÖTTL, 1985; REHFUESS, 1995a). Aber auch die Aufnahme von Kalzium und Kalium wird durch hohe Al-Konzentrationen in der Bodenlösung behindert. Zwar ist als Folge verbesserter Luftreinhaltung (v.a. im Bereich der SO₂-Emission) das Niveau der Protoneneinträge im gesamten Mitteleuropa seit Anfang/Mitte der 80er Jahre kontinuierlich zurückgegangen (UBA, 1994; VOLZ, 1994). Die Einträge an N-Verbindungen, die neben einer potentiellen Versauerung auch eine langfristige Eutrophierung und Ausbildung von Ernährungsstörungen bewirken können (vgl. KÖLLING, 1991), sind jedoch im wesentlichen gleichgeblieben bzw. haben in manchen Regionen sogar zugenommen (Baden-Württemberg: HEPP, 1996). So ist in mitteleuropäischen Wäldern eine grundsätzlich neue Nährstoffsituation entstanden, geringe Basenverfügbarkeit bei gleichzeitig erhöhtem Stickstoff-Angebot (vgl. FEGER, 1997/98). Dies spiegelt sich in verbesserten Humusformen mit deutlich engeren C/N-Verhältnissen wider (z.B. von ZEZSCHWITZ, 1985; BMELF, 1997a; GERBOTH, 1998).

Von atmogener Versauerung können auch „nachgeschaltete“ aquatische Systeme betroffen sein, indem Trophie und Struktur aquatischer Lebensgemeinschaften nachhaltig verändert werden (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1995). Außerdem können niedrige pH-Werte und erhöhte Al-Konzentrationen zu technischen und toxikologischen Problemen bei der Trinkwassergewinnung führen (vgl. BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1995).

1.2 Kalkung als Gegenmaßnahme

Da auf vielen Waldstandorten die Böden tiefe pH-Werte und geringe Basensättigungen - z.T. bis in den größere Tiefen hinein aufweisen (BUBERL et al., 1994a+b; BMELF, 1997) und die Gesamtsäurebelastung die mögliche Silikatverwitterung oftmals überschreitet (vgl. BREDEMEIER, 1987; FEGER, 1993), sind bereits früh großflächige Bestandeskalkungen als kompensierende Gegenmaßnahmen gefordert worden (vgl. ULRICH, 1986; GUSSONE, 1987; EVERS, 1989; SCHÜLER, 1995; HILDEBRAND, 1996). Im Gegensatz zu früheren Kalkungsmaßnahmen, wo v.a. die Verbesserung der N- und P-Nachlieferung durch biologische Aktivierung ungünstiger Humusformen beabsichtigt war („Meliorationskalkung“: vgl. WITTICH, 1952;

MILLER, 1964; HAUSSER et al., 1971; SEIBT et al., 1977; GUSSONE, 1983; ALDINGER, 1987; EVERS, 1989), soll die Kompensationskalkung (seit jüngerer Zeit auch als „Bodenschutzkalkung“ bezeichnet) atmogene Säureinträge an der Bodenoberfläche abpuffern und potenziell toxische Metalle in stabile Bindungsformen überführen (vgl. BEESE und MEIWES, 1995). Im Sinne einer angestrebten „Restabilisierung“ ist außerdem ein Ausgleich der Verluste bestimmter Nährelemente (v.a. Ca und Mg) durch eine verbesserte Versorgung im Hauptwurzelraum beabsichtigt.

In einigen Bundesländern erfolgen im Staatswald seit Jahren Kompensationskalkungen mit Aufwandmengen von 2 - 4 t ha⁻¹ regelmäßig und auf großer Fläche. Entsprechende Maßnahmen werden im Privat- und Körperschaftswald durch staatliche Förderung unterstützt (BMELF, 1997b). Bezüglich der Erfordernis von Kalkungen - besonders wenn sie großflächig erfolgen - bestehen jedoch sehr unterschiedliche Auffassungen (vgl. ULRICH, 1986; SEITSCHEK, 1990; KREUTZER, 1995; BEESE und MEIWES, 1995; REHFUESS, 1995b, FEGGER, 1996, 1997/98; NEBE und LEUBE, 1995; HILDEBRAND, 1996; KRAUSS, 1997). Die kontrovers geführte Diskussion erstreckt sich auch auf die Eignung von Indikatoren (z.B. Basensättigung, pH-Wert, Ca/Al-Verhältnis) sowie die Einschätzung verschiedener Risiken.

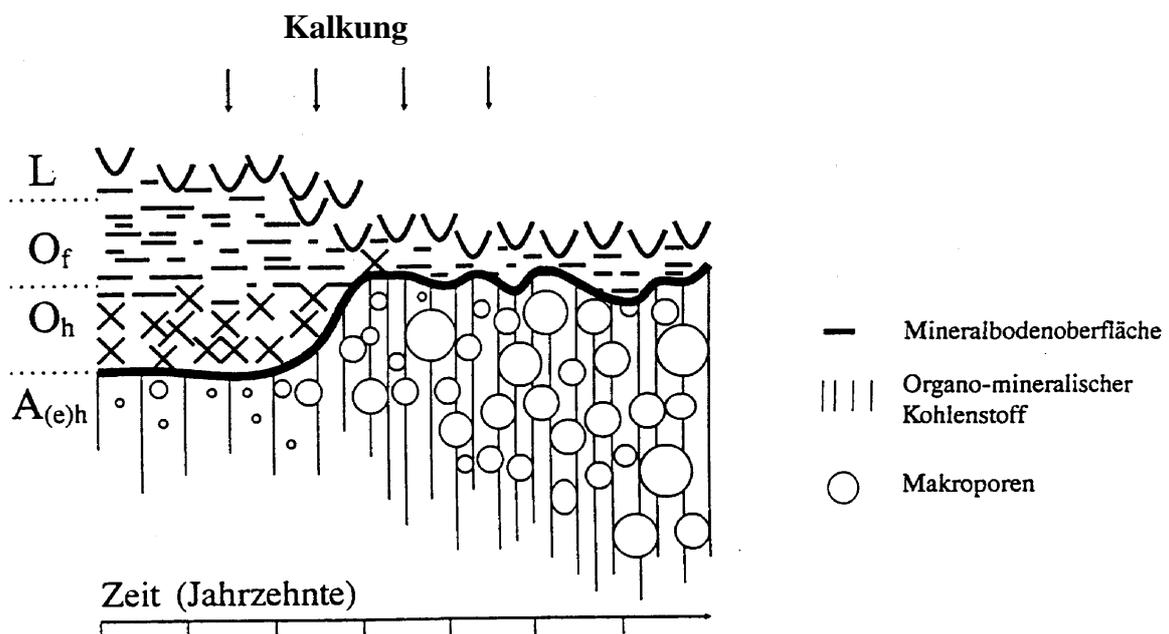


Abb. 1.1: Angestrebte Wirkung einer Bodenschutzkalkung (nach HILDEBRAND, 1996).

Anfänglich wurden zur Kompensationskalkung vor allem calcitische Formen verwendet. Seit längerem werden jedoch überwiegend dolomitische Materialien ausgebracht (vgl. GUSSONE, 1983, 1987; ALDINGER, 1987). Damit wird neben der Erhöhung der Säureneutralisationskapazität auch eine Verbesserung der Magnesium-Versorgung der Bestände angestrebt. Durch Förderung der biotischen Aktivität soll zusätzlich auch die Humusqualität verbessert werden, indem ein stabiler Mineralbodenhumus angestrebt wird (vgl. Abb. 1.1; HILDEBRAND, 1996). Die Bildung stabiler Ton-Humus-Komplexe kann jedoch nur erfolgen, wenn die organische Substanz durch Bioturbation in den Mineralboden eingearbeitet wird. Außerdem müssen hierfür mineralische Sorptionsträger (Tonminerale, Sesquioxide) in ausreichendem Maße vorhanden sein.

Bodenkalkungen mit dem primären Ziel einer Erhöhung des pH-Werts in Oberflächengewässern (wie z.B. in Skandinavien und Nordamerika) erfolgten in Mitteleuropa bislang nicht. Experimentelle Untersuchungen in Nordamerika, Großbritannien und Skandinavien haben allerdings gezeigt, dass forstübliche Kalkungen von 2 - 4 t ha⁻¹ keine grundlegende Veränderung des Gewässer-pH bewirken (vgl. BROWN et al., 1988; BROCKSEN et al., 1990; JOHNSON et al., 1995). Eine Kalkung der Gewässer selbst ist sehr kostenintensiv und meist nur von kurzzeitiger Wirkung.

Hinsichtlich der Initialeffekte von Bodenschutzkalkungen liegt eine Vielzahl Untersuchungen mit meist detaillierten Messungen ökosystemarer Stoffflüsse vor (z.B. BEESE und PRENZEL, 1985; MARSCHNER, 1990, 1995; FEGER et al., 1995). Die umfassendsten langjährigen Studien hierzu erfolgten in einem Fichtenökosystem im Höglwald (Südwestdeutsches Alpenvorland bei Augsburg) (KREUTZER, 1994a, 1995; ROTHE, 1994; MAKESCHIN und RODENKIRCHEN, 1994; ROSENBERG, 1999). Dort war 1984 mit 4 t ha⁻¹ Dolomit gekalkt worden. In den folgenden Jahren zeigte sich eine Reihe angestrebter positiver Kalkwirkungen. So kam es zur effektiven Säurepufferung im Auflagehumus und Entsäuerung des Sickerwassers im Oberboden. Dem stehen aber mehrere ernstzunehmende Nebenwirkungen entgegen. Hauptursache ist die geringe Löslichkeit oberflächlich ausgebrachter Kalke wodurch i.d.R. lediglich der Chemismus in den obersten Zentimeter des Bodens beeinflusst wird. Die Erhöhung der Austauschbelegung mit Kalzium und Magnesium bleibt beispielsweise auf den Auflagehumus und den obersten Mineralboden beschränkt. Markante Veränderungen der mikrobiellen Population sind die Folge, wobei Bakterien gegenüber Pilzen gefördert werden. Die Förderung mikrobieller Umsatzleistungen hat am Standort Höglwald zu intensiverem Umsatz der organischen Substanz mit entsprechenden Verlusten an Auflagehumus ohne Anreicherung organischer Substanz in tieferen Bodenhorizonten geführt (ROSENBERG, 1999). Der beschleunigte Humusumsatz kann auch über die Freisetzung löslicher organischer Komplexbildner zum verstärkten Transport von Schwermetallen führen (SCHIERL und KREUTZER, 1991). Auf Kalkungsflächen wird v.a. auch die raum-zeitliche Dynamik des Feinwurzelwachstums verändert (MURACH und SCHÜNE-

MANN, 1985; SCHAAF und ZECH, 1991). Das verbesserte Nährstoffangebot im Auflagehumus aufgrund gesteigerter Mineralisationsleistung und mit dem Kalk eingebrachter Nährelemente begünstigt oft eine flachere Feinwurzelverteilung. Windwurf- und Trockenstreßrisiko können dadurch erheblich erhöht werden.

Aufgrund der in vielen Wäldern heute im Vergleich zur Situation in den 50er und 60er Jahren verbesserten N-Verfügbarkeit kommt einer potentiellen kalkungsbedingten Überschuß-Nitrifikation und verstärkten Nitratauswaschung eine besondere Bedeutung zu (KREUTZER, 1995; FEGER, 1996, 1997/98). Wie verschiedene Untersuchungen bislang allerdings gezeigt haben, bestehen hierbei jedoch ausgeprägte Standortunterschiede hinsichtlich Ausmaß und Dauer der Nitrat-Freisetzung und Auswaschung ins Grund- bzw. Oberflächenwasser (MARSCHNER, 1990; SAUTER und MEIWES, 1990; von WILPERT et al., 1993; FEGER et al., 1995). Neben teilweise beträchtlichen Unterschieden im N-Retentionsvermögen im Bestand, der Bodenvegetation sowie der Bodenmikroorganismen ist hierfür auch das Ausmaß gasförmiger N-Verluste von Bedeutung (vgl. PAPEN et al., 1993).

2 Ausgangslage und Zielsetzung

Die mittel- bis langfristigen Auswirkungen von Kompensationskalkungen auf ökosystemare Stoffflüsse wurden bislang nur vereinzelt detailliert untersucht (z.B. Höglwald: KREUTZER, 1995). Andere Studien beschränkten sich häufig auf statische Inventuren von Boden- und Bestandesparametern (z.B. ALDINGER, 1987; von WILPERT et al., 1993). Detaillierte Messungen der Stoffumsätze auf ökosystemarer oder landschaftlicher Skalenebene werden an Standorten, bei denen die Kalkung schon länger zurückliegt, aufgrund eines fehlenden oder unsicheren Versuchsdesigns stark beeinträchtigt. Ältere Kalkungsversuche sind zudem häufig dadurch gekennzeichnet, dass die Kalkung in Bindungsformen und Aufwandmengen ausgebracht wurde wie sie in der heutigen Kalkungspraxis nicht mehr üblich sind. So erfolgten Meliorationskalkungen früher häufig in Kombination mit NP-Düngung (vgl. HAUSSER et al., 1971; SEIBT et al., 1977; ALDINGER, 1987).

Im Rahmen des PEF-Vorhabens „Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre“ sollten daher für die standörtliche Situation des Mittelgebirges die längerfristigen Auswirkungen einer Kompensationskalkung auf verschiedene Ökosystemkompartimente untersucht werden. Dabei handelte es sich um ein Anschlussvorhaben an die ARINUS-Verbundforschung, deren Ergebnisse abschließend publiziert sind (RASPE et al., 1998). Die ökosystemaren Auswirkungen einer im Untersuchungszeitraum 6 bis 8 Jahre zurückliegenden praxisüblichen Dolomitzkalkung am PEF-Schwerpunktstandort Schluchsee sollten messend erfasst und abschließend bewertet werden. Hierbei konnte auf einen Kalkungsversuch auf der Skalenebene von kleinen Wassereinzugsgebieten zurück gegriffen werden. Die Kalkausbringung war im Oktober 1990 im Rahmen des BMBF-Projektes FEELING (ZÖTTL, 1994) erfolgt.

Im einzelnen wurden die nach der Initialphase nach Kalkausbringung auftretenden Veränderungen der Stoffflüsse im Boden (v.a. Nitrat, Al-Spezies, Ca, Mg) unter Einbeziehung der Hydrosphäre quantifiziert. Veränderungen von Bodenmikrobiologie und Bodenchemismus werden zusätzlich mit älteren Kalkungsflächen in Süddeutschland verglichen. Diese Untersuchungen stellen somit einen wesentlichen Beitrag zur Bewertung von flächendeckend geforderten Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen hinsichtlich längerfristiger Veränderungen dar (vgl. BUBERL et al., 1994a+b; SCHÜLER, 1995). Mögliche Risiken bezüglich der Bestandesstabilität (Wasser- und Nährelementversorgung, Windwurfanfälligkeit) und Umweltbelastung (Hydrosphäre) können nur durch solche längerfristige Untersuchungen abgeschätzt und beurteilt werden.

Die zeitliche Dynamik der Feinwurzelverteilung und -ernährung sollte zusammen mit den tiefenstufenabhängigen Veränderungen des chemischen Bodenzustandes (pH, KAK, BS) erfasst

werden. Außerdem sollten die Reaktionen der Bestandesernährung (v.a. mit den Hauptnährelementen Mg, Ca, K, N) durch jährliche Nadelprobenahmen zu analysieren. Des Weiteren wurden die längerfristigen kalkungsbedingten Auswirkungen auf die Biomasse und Aktivität der Bodenmikroorganismen sowie die N- und S-Mineralisation untersucht. Die Erfassung der Veränderungen der Sickerwasser-Konzentrationen (v.a. Nitrat, DOC) entlang von Fließwegen in den Einzugsgebieten unter standörtlicher Lokalisierung möglicher Denitrifikationsprozesse stellt einen weiteren Schwerpunkt dieser Untersuchungen dar. Schließlich sollen mögliche Unterschiede im Puffervermögen der Einzugsgebiete hinsichtlich des Bachwasserchemismus während extremer Abflussereignisse (v.a. pH-Wert, Al-Spezies, Ca, Mg, Alkalinität) erfasst und zu den dokumentierten Initialeffekten (ZÖTTI, 1994) in Beziehung gesetzt werden.

Die Erweiterung der bodenmikrobiologischen und bodenchemischen Untersuchungen auf weitere Kalkungsflächen in Süddeutschland sollte darüber hinaus eine standörtliche Differenzierung der beobachteten Veränderungen ermöglichen. Die Ergebnisse werden vor dem Hintergrund des umfangreichen Datenmaterials älterer und neuerer Kalkungsversuche diskutiert. Dadurch soll ein Beitrag zur besseren Prognose mittel- bis langfristiger Veränderungen auf Ökosystemebene nach Kalkung geleistet werden. Letzlich sind daraus Entscheidungshilfen für die forstliche Praxis ableitbar.

3 Untersuchungsgebiete

Wichtige Kenndaten der Untersuchungsgebiete sind Tabelle 3.1 zu entnehmen (Daten: ARMBRUSTER und FEGER, 1998a; ARMBRUSTER und FRITSCH, 1998; KREUTZER und WEISS, 1998; SCHÜLER, persönliche Mitteilung).

Tab. 3.1: Übersicht über die untersuchten Standorte.

	Schluchsee	Höglwald	Adenau	Idar-Oberstein
Lage	Zentraler Hochschwarzwald	Oberbayerisches Tertiärhügelland	Östliche Hocheifel	Hunsrück
Höhenlage ü. NN	1150 – 1250 m	540 m	580 – 630 m	540 - 550 m
Mittlerer Jahres-Niederschlag	1900 mm	850 mm	830 mm	1000 mm
Mittlere Jahrestemperatur	5,5 °C	7,6 °C	6,6 °C	6,5 °C
Bodentyp	Eisenhumuspodsol	Parabraunerde	Podsol-Braunerde	Braunerde
Humusform	mullartiger Moder bis rohhumusartiger Moder	Moder	rohhumusartiger Moder bis Rohhumus	feinhumusreicher bis rohhumusartiger Moder
Bestand	Fichte 44 - 64 j.	Fichte 90 j.	Fichte 62 j.	Fichte 98 j.

3.1 Untersuchungsgebiet Schluchsee

Das Versuchsgebiet Schluchsee befindet sich im erweiterten Feldberggebiet im Staatlichen Forstbezirk Schluchsee (Abb. 3.1 und 3.2). Als Teil des Einzelwuchsbezirkes "Südschwarzwald" gehört es aufgrund seiner Höhenlage zwischen 1150 und 1250 m ü. NN der hochmontanen Stufe an. Es umfaßt die Abteilungen 43, 44, 46 und 47 des Distrikts I "Äule" und ist am ENE-exponierten Hang der "Schnepfhalde" gelegen. Dieser gehört zu einem Höhenzug, der sich vom Feldberg bis nach St. Blasien erstreckt.

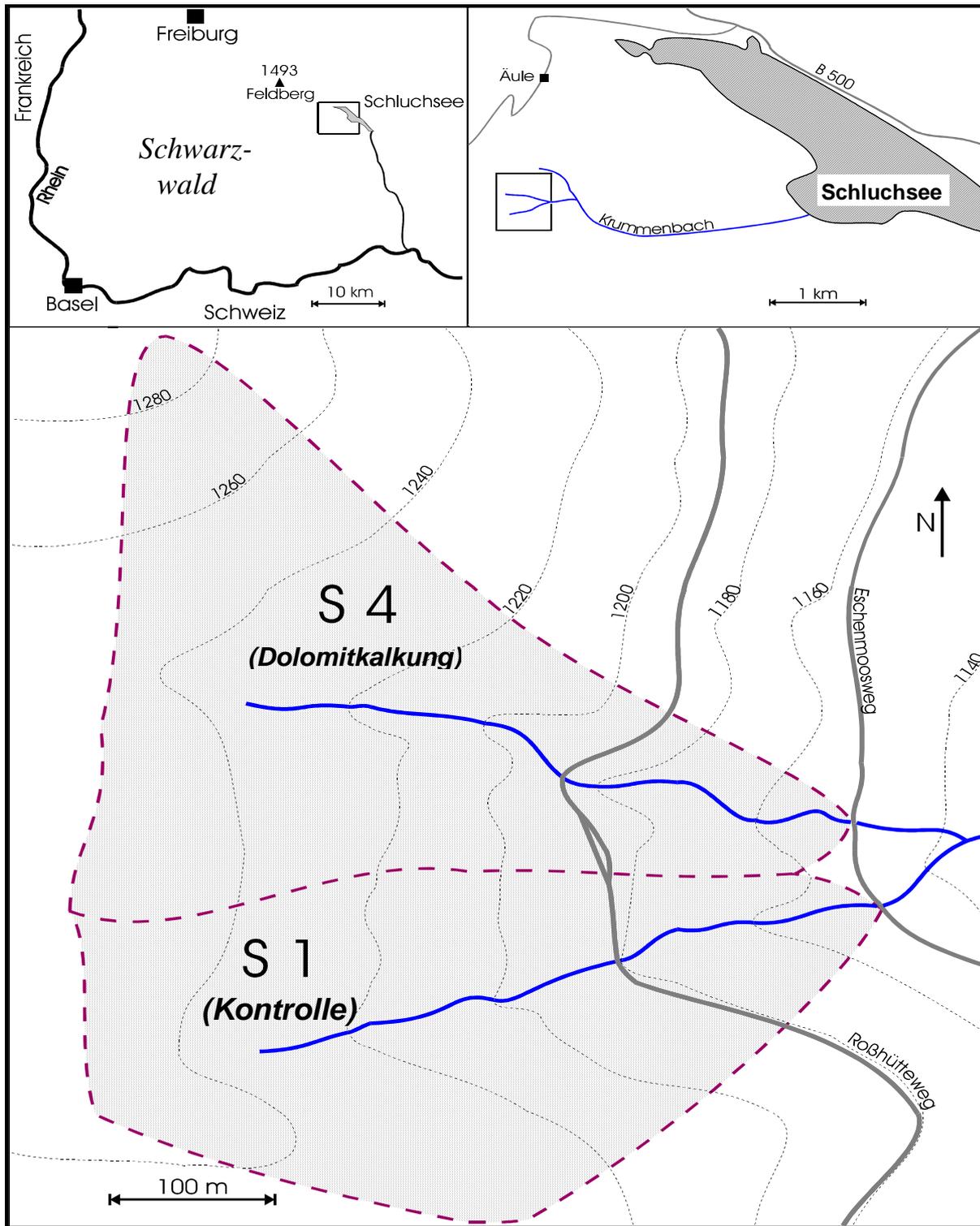


Abb. 3.1: Lage der Untersuchungsgebiete im Schwarzwald (aus: KÖHLER, 1998; verändert).

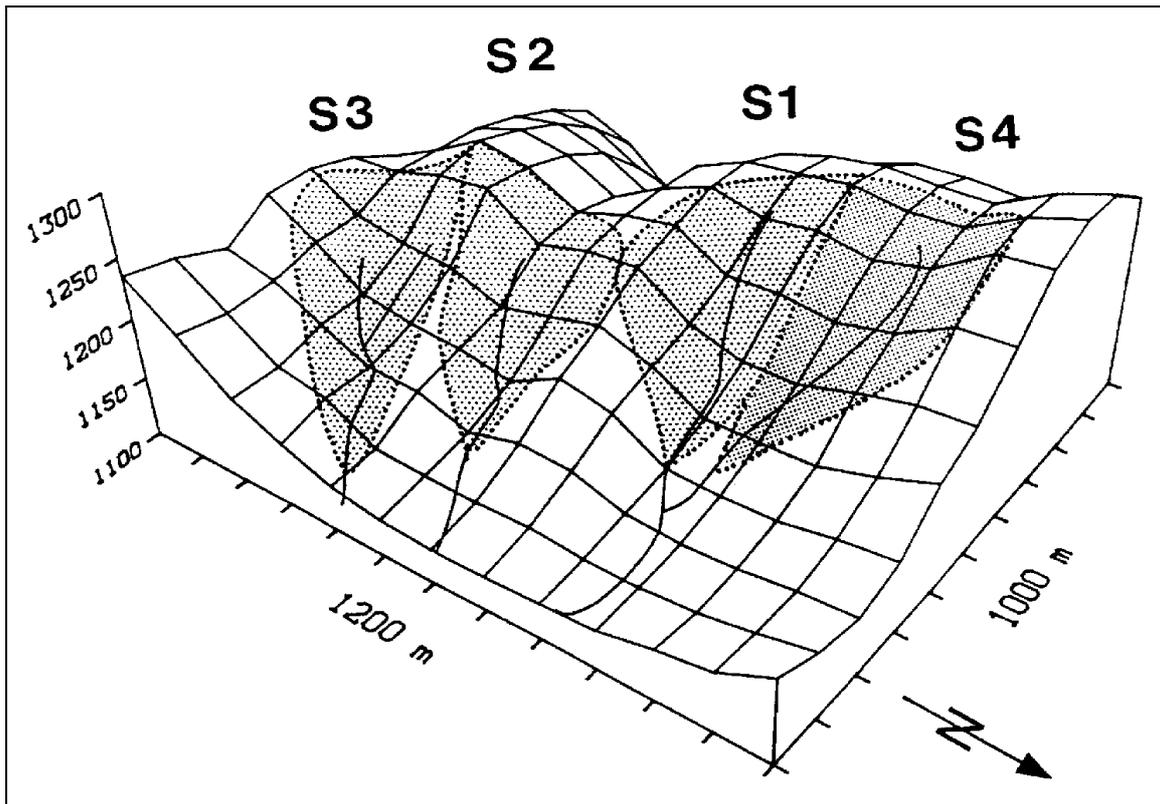


Abb. 3.2: Lage der ehemaligen ARINUS-Wassereinzugsgebiete am Versuchsstandort Schluchsee (aus: FEGGER, 1993; verändert).

Bei den im Versuchsgebiet fließenden Bächen handelt es sich um Quellbäche, die sich V-förmig eingetieft haben. Sie formen so mehrere Wassereinzugsgebiete, die von 1986 bis 1996 Gegenstand der Waldökosystemforschung im Rahmen des ARINUS-Projektes waren (RASPE et al., 1998). Die Entwässerung des Gebietes erfolgt über den Krummenbach in den Schluchsee zum Rhein. Das mittlere Gefälle in den Einzugsgebieten beträgt ca. 22° , die Einzugsgebietsflächen betragen zwischen 6,6 und 11,0 ha. Das Grundwasser liegt hauptsächlich als Porengrundwasser der Hangschuttmassen vor, während Kluftgrundwasser im kluftarmen Kristallingestein von nur geringer Bedeutung ist.

Den geologischen Untergrund bildet der extrem basenarme Bärhaldegranit, der hier weder durch Fremdgesteinsgänge noch durch Tektonik gestört ist (vgl. WIMMENAUER und SCHREINER, 1981). Dieser mittel- bis grobkörnige Zweiglimmergranit zergrüst leicht und hat mit 33 - 44 % einen extrem hohen Quarzgehalt (KEILEN, 1978). Nur etwa die Hälfte des gesamten Si ist in Silikaten festgelegt. KEILEN (1978) gibt als weitere Mineralzusammensetzung Kalifeldspat (33,1 %), Plagioklas (24,5 %), Biotit (3,7 %) sowie Muskowit (4,1 %) an. Im Vergleich zu anderen Graniten ist der Ca- und Mg-Gehalt des Bärhaldegranits extrem gering, während der P-Gehalt relativ hoch liegt. Die ebenfalls hohen Gehalte an Na und K beruhen auf den Plagioklas- bzw. Orthoklasanteilen und sind typisch für Ca-arme Granite.

Tab. 3.2: Beschreibung des Leitprofils auf der Versuchsfläche S1 (Schluchsee). Nach FEGGER,1993, verändert.

Höhe:	1190 m ü. NN			Exposition:	NNE						
Gestein:	Bärhaldegranit			Relief:	Oberhang (konvex)						
Humusform:	mullartiger Moder bis rohhumusartiger Moder			Neigung:	30 %						
				Gründigkeit:	> 100 cm						
				Akt. Durchwurzelung:	90 cm						
Bodenklassifikation:	DBG: Eisenhumuspodsol FAO: Haplic Podsol										
Horizont	Tiefe [cm]	Farbe (Munsell)	Skelett [%]	Textur	TRD [g cm ⁻³]	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)				
L	+1	7,5YR 7/8			0,10	4,2	3,5				
Of	+2	10YR 7/3			0,12	3,5	2,9				
Oh	+2,5	2,5YR 2			0,17	3,4	2,8				
Ahe	0-30	5YR 5/2	49,1	IS (SI)	1,10	3,8	3,3				
Bsh	-40	5YR 4/6	45,1	IS (SI)		4,2	3,8				
Bhs	-60	5YR 5/8	45,0	sL (Ls4)	1,08	4,9	4,2				
Bhvs	-80	5YR 6/6	42,5	sL (Ls4)		4,9	4,3				
Cv	->100	5YR 6/4	46,2	l'S (SI2)	1,37	4,4	4,1				
Horizont	C	N	P	K	Na	Ca	Mg	S	SO ₄ ²⁻ -S		
mg g ⁻¹ Feinerde											
L	500	9,6	0,60	1,9		2,48	0,35	0,84			
Of	443	15,0	1,04	2,4		1,30	0,75	1,54			
Oh	238	8,7	0,86	40,9		0,93	1,21	0,85			
Ahe	24	1,7	0,64	42,7	10,5	0,27	1,32	0,14	0,02		
Bsh	32	1,7	0,71	50,3	10,7	0,26	1,36	0,17	0,02		
Bhs	30	1,1	0,64	37,9	9,9	0,28	1,44	0,15	0,02		
Bhvs	30	1,3	0,60	34,8	10,1	0,28	1,31	0,11	0,02		
Cv	5	0,4	0,55	46,9	17,1	0,19	1,92	0,03	0,02		
Horizont	H ⁺	Al ³⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Mn ²⁺	Fe ³⁺	KAK _e	BS	
µmol _c g ⁻¹ Feinerde											
Ahe	15,0	52,7	0,7	0,8	0,9	0,2	0,1	0,2	70,6	3,7	
Bsh	9,1	58,6	0,4	0,5	0,6	0,2	0,1	0,1	69,6	2,4	
Bhs	6,1	35,4	0,1	0,4	0,3	0,1	0,1	0,2	42,7	2,1	
Bhvs	5,6	35,1	0,1	0,5	0,3	0,1	0,1	0,1	41,9	1,9	
Cv	4,1	14,6	0,1	0,3	0,3	0,1	0,1	<0,1	19,6	4,1	
Horizont	Mn _p	Mn _{ox}	Mn _t	Al _{Edta}	Al _o	Al _d	Al _t	Fe _p	Fe _{ox}	Fe _d	Fe _t
mg g ⁻¹ Feinerde											
Ahe	<0,01	<0,01	0,12	0,7	1,2	1,3	77,1	1,3	1,3	5,0	11,9
Bsh	<0,01	0,01	0,12	1,4	3,6	4,1	81,2	1,3	5,4	9,6	19,6
Bhs	0,04	0,08	0,27	2,5	7,0	7,3	85,9	2,1	7,9	10,6	27,2
Bhvs	0,05	0,11	0,26	2,0	9,2	11,6	80,5	5,2	7,5	11,0	18,3
Cv	0,01	0,20	0,33	0,4	3,4	3,4	94,0	0,6	0,6	5,1	17,0

Obwohl das Untersuchungsgebiet während der Würmeiszeit im Bereich der Feldbergvergletscherung lag, finden sich in den ca. 60 – 200 cm mächtigen Verwitterungsdecken keine Hinweise für eine Grundmoränenposition. Auch ist keine Gliederung in verschiedene Fließerefolgen erkenn-

bar, wie sie für weite Teile des Südschwarzwaldes von STAHR (1979) beschrieben wurde. Der hohe Skelettanteil mit einem Maximum im Feinskelett (2 – 6 mm), was der Größe der Gesteinsmineralkörner entspricht, gibt einen deutlichen Hinweis auf die Rolle der *in-situ*-Verwitterung.

Für die Rücken und Hänge des Bärhalde-Schnepfhalde-Habsberg-Kammes ist die Podsol-Podsol/Braunerde-Stagnogley-Assoziation typisch (vgl. HÄDRICH et al., 1979; STAHR, 1981). Im unmittelbaren Untersuchungsgebiet besitzen stauwasserbeeinflusste Böden nur eine untergeordnete Bedeutung. Nach Kartierungen und der forstlichen Standortskarte (DENZ, 1991) handelt es sich überwiegend um gut durchlässige, mittel- bis tiefgründige, sandig-lehmige Grusböden. Gewisse Differenzierungen ergeben sich hinsichtlich des Podsolierungsgrades. Neben der Basenarmut ist besonders die sandig-grusige Textur Hauptursache der Podsolierung. Die Humusform variiert kleinräumig außerordentlich stark, wobei in Abhängigkeit von der Bestockungsdichte rohhumusartiger

Moder bis hin zum F-Mull anzutreffen ist. Eine besondere Bedeutung für die Umwandlung der ungünstigen Humusformen besitzt die tiefgrabende Regenwurmart *Lumbricus badensis* (vgl. LAMPARSKI, 1985). In Tab. 3.2 sind die Eigenschaften eines Leitprofils wiedergegeben. Es handelt sich um einen sehr durchlässigen, tiefgründig entwickelten Eisenhumuspodsol. Entsprechend dem sauren Substrat ist der chemische Bodenzustand bis in den Unterboden hinein durch tiefe pH-Werte, Sorptionsschwäche und eine extrem geringe Basensättigung der Austauscher gekennzeichnet. Ein wichtiges Charakteristikum stellt die tiefgründige Humosität dar, was ein „reliktisches Merkmal“ des ehemaligen Mischwaldes mit hohen Anteilen der tiefwurzelnden Baumarten Buche und Tanne darstellt (FEGER, 1993).

Als natürliche Waldgesellschaft kann dem Untersuchungsgebiet der hochmontane Hainsimsen-(Buchen)Fichten-Tannenwald (Luzulo-Abietetum) zugeordnet werden (OBERDORFER, 1982). Tanne (*Abies alba* Mill.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) sind nahezu vollständig gegenüber der forstlich begünstigten Fichte (*Picea abies* Karst.) zurückgetreten. Typische Arten der Kraut- und Moosschicht sind Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*), Weiße Hainsimse (*Luzula luzuloides*), Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*), Rippenfarn (*Blechnum spicant*) sowie das Moos *Rhytidadelphus loreus*.

Experimentelle Behandlungen am Standort Schluchsee:

S1 Kontrolle

S2 Kieserit

750 kg/ha $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$
= 170 kg S
= 120 kg Mg (200 kg MgO)
Behandlung: Juni 1988

S3: Ammonsulfat

700 kg/ha $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
= 170 kg S
= 150 kg N
Behandlung: Juni 1988,
Juni 1991, Juni 1994

S4 Dolomitische Kalkung

4 t/ha $\text{CaCO}_3/\text{MgCO}_3$
= 1080 kg Ca
= 380 kg Mg
Behandlung: Oktober 1990

Die Untersuchungen erfolgten in den beiden ARINUS- Experimentalwassereinzugsgebieten S1 und S4 (Abb. 3.1 und Abb. 3.2). Beim Wassereinzugsgebiet S1 handelt es sich um ein seit 1986 intensiv untersuchtes, unbehandeltes Kontrolleinzugsgebiet (RASPE et al., 1998). Im Gebiet S4 erfolgte im Oktober 1990 die Behandlung mit 4000 kg ha⁻¹ Dolomitgranulat (1080 kg ha⁻¹ Ca; 380 kg ha⁻¹ Mg). In Tab. 3.3 sind die morphometrischen und naturräumlichen Kenndaten der beiden untersuchten Einzugsgebiete zusammengestellt.

Tab. 3.3: Morphometrische und naturräumliche Kenndaten der Einzugsgebiete S1 und S4 (aus BRAHMER, 1990 und ZIMMERMANN, 1991).

Parameter	S1	S4
Fläche [ha]	10,98	9,60
max. Höhe [m]	1253	1291
min. Höhe [m]	1150	1150
Höhendifferenz [m]	103	141
mittl. Höhe [m]	1202	1221
Ausdehnung [m]	470	515
Gefälle [%]	21,9	27,4
Exposition	ENE	ESE

Versuchsbestände und Nutzungsgeschichte

Die vier Abteilungen des ARINUS-Versuchsgebietes Schluchsee sind zu fast 100 % mit Fichte bestockt. Nur stellenweise findet sich etwas Buche und Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*). Auf der Versuchsfläche des Einzugsgebietes S1 stockt ein heute (1999) 46 - 66jähriges Fichtenstangen- bis schwaches –baumholz. Im Einzugsgebiet S4 dagegen fallen die meisten Bestände in die Altersklasse 60 - 80 Jahre und sind somit deutlich älter als der Versuchsbestand S1. Durch häufige Schneebruchschäden ist die Bestockung locker bis lückig, zum Teil dichtgeschlossen in meist gruppenartiger Verteilung. Entsprechend heterogen ist dadurch die Kronenausprägung von fast regelmäßigen Solitärkronen über einseitige Kronen der Randbäume in dichtgeschlossenen Gruppen bis zu relativ kurzkrönigen Bäumen im Dichtbestand. Im Einzugsgebiet S4 ist durch die älteren Bestände ein etwas dichteres Kronendach vorhanden. Insgesamt ist das Bestandesbild heterogen mit starker soziologischer Differenzierung und großen Altersspannen (vgl. MÜNCH, 1989).

Die Bestandesgeschichte in Schluchsee wurde von MÜNCH (1989) rekonstruiert. Ein Bestockungswandel vom naturnahen Mischwald zum reinen Fichtenwald setzte etwa um 1750 unter

dem Einfluß der 1716 in Äule angesiedelten Glashütte ein. Aufgrund ihrer schlechten Zugänglichkeit waren die Wälder des Schnepfhalde-Habsberg-Kammes bis zu diesem Zeitpunkt weitgehend ungenutzt geblieben. Archivstudien lassen vermuten, daß in der heutigen, zweiten Fichtengeneration autochthone Fichten neben Fichten unbekannter Herkunft stocken. Nach den Kahlhieben der Glasmacher diente der Standort mit großer Wahrscheinlichkeit auch längere Zeit als Waldweide.

3.2 Süddeutsche Vergleichsstandorte

3.2.1 Höglwald

Der Standort Höglwald der Abteilung Waldernährung des Lehrstuhls für Bodenkunde der Universität München liegt im oberbayerischen Tertiärhügelland auf einem Plateau in submontaner Höhenlage (540 m ü. NN) (KREUTZER et al., 1991). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 7,6 °C bei einem mittleren Jahresniederschlag von 850 mm (Zeitraum 1951 - 1980). Aus Feinsedimenten der obermiozänen Süßwassermolasse, im oberen Bereich mit Lößlehm-Beimengung, hat sich eine versauerte Parabraunerde entwickelt mit schwacher Tendenz zur Pseudovergleyung im Unterboden. Die Humusform ist Moder. Die Basensättigung des Auflagehumus ist relativ hoch (23 - 82 %), da das Reservoir an Ca und Mg im tieferen Unterboden durch die Wurzeln genutzt wird und über den Streufall an die Bodenoberfläche gelangt. Der mineralische Oberboden (5 - 50 cm Tiefe) ist durch tiefe pH-Werte und hohe Al-Sättigung der Austauscher gekennzeichnet. Auf den Flächen stockt ein ca. 90-jähriger Fichtenreinbestand hoher Wüchsigkeit als zweite Fichtengeneration nach einem Buchenvorbestand. Typische Arten der Kraut- und Mooschicht sind Wald-Sauerklee (*Oxalis acteosella*), breitblättriger Dornfarn (*Dryopteris dilatata*), gewöhnlicher Dornfarn (*D. carthusiana*), Zittergras-Segge (*Carex brizoides*), Fichte (*Picea abies*) und das Moos *Thuidium tamariscinum*.

3.2.2 Adenau

Der Standort Adenau des Kompensationskalkungsversuchs der FVA Rheinland-Pfalz (SCHÜLER, 1992) liegt in montaner Höhenstufe (580 – 630 m ü. NN) im Wuchsgebiet Osteifel. Aus pleistozänem Staublehm über Hangschutt haben sich frische Podsol-Braunerden entwickelt. Die mittlere Tagestemperatur beträgt 6,6 °C, der mittlere Jahresniederschlag 830 mm. Auf den Versuchsflächen stockt ein 62-jähriger Fichtenreinbestand. Bei der Humusform handelt es sich um rohhumusartigen Moder bis Rohhumus. Der humose Oberboden ist durch sehr tiefe pH-Werte gekennzeichnet (Fe-Pufferbereich).

3.2.3 Idar-Oberstein

Im Wuchsgebiet Hunsrück liegen in submontaner Höhenstufe (540 – 550 m ü NN) Versuchsanlagen des Kompensationskalkungsversuchs Idar-Oberstein der FVA Rheinland-Pfalz. Ein 98-jähriger Fichtenreinbestand stockt auf den Flächen des Kompensationsversuchs auf frischen Braunerden, die sich aus pleistozänem Staublehm über Solifluktuionsdecken entwickelt haben. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 6,5 °C, der mittlere Jahresniederschlag 1000 mm. Die Humusform ist ein feinhumusreicher bis rohhumusartiger Moder. Tiefe pH-Werte im Al-/Fe-Pufferbereich weist am Standort Idar-Oberstein der humose Oberboden auf.

4 Material und Methoden

4.1 Auswahl der Vergleichsflächen und experimentelle Kalkungen

Am Standort **Schluchsee** standen zwei unmittelbar benachbarte und gut vergleichbare Wassereinzugsgebiete zur Verfügung. Die unbehandelte Kontrollfläche befindet sich im Wassereinzugsgebiet S1. Im Rahmen des BMFT-Projektes FEELING (ZÖTTL, 1994) erfolgte im Oktober 1990 eine dolomitische Kalkung im Wassereinzugsgebiet S4. Die ausgebrachte Menge von 4000 kg ha^{-1} Dolomitgranulat (Korngröße 2 - 5 mm) enthielt 1080 kg Ca und 380 kg Mg sowie 400 kg Bindemittel bzw. nichtkarbonatische Lösungsrückstände (vgl. LORITZ, 1994). Durch Handausbringung erfolgte eine gleichmäßige und trennscharfe Verteilung des dolomitischen Kalkes im gesamten Einzugsgebiet S4.

Bei der Auswahl der süddeutschen Standorte sollte es sich aus Gründen der Vergleichbarkeit ausschließlich um reine Fichtenwälder handeln, die von Hand gekalkt wurden und daher eine relativ homogene Verteilung der ausgebrachten Kalke aufweisen (Variationskoeffizienten bis 100% bei maschineller Ausbringung; vgl. von ZEJSCHWITZ, 1998). Beimengungen von K-, N- bzw. P-Verbindungen im ausgebrachten Kalk sollten gering sein um zusätzliche Auswirkungen auf bodenmikrobiologische Prozesse zu minimieren. Deshalb sollte es sich bei den ausgebrachten Kalken um dolomitische Kalke oder Dolomit handeln. Außerdem sollten die Vergleichsstandorte nur einmal gekalkt worden sein. Grundlegende waldbauliche Veränderungen sollten seit der Ausbringung nicht stattgefunden haben. Schließlich mußten neben den Kalkungsflächen vergleichbare Kontrollflächen zur Verfügung stehen. Nach diesen Vorgaben wurden Flächen am Versuchsstandort Höglwald der Abteilung Waldernährung des Lehrstuhls für Bodenkunde der Universität München (KREUTZER et al., 1991) sowie Kalkungsversuchsflächen der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz der Kompensationsversuche Adenau und Idar-Oberstein (SCHÜLER, 1992) als Vergleichsflächen zu Schluchsee ausgewählt (vgl. Tab. 4.1).

Am Standort **Höglwald** wurden im Oktober 1997 Auflage- und Mineralbodenproben von der Kontrollfläche A1 und der gekalkte Fläche A2 entnommen. Im April 1984 war die Fläche A2 mit 4 t ha^{-1} feingemahlenem Dolomit gekalkt worden. Dabei wurden 880 kg ha^{-1} Ca und 520 kg ha^{-1} Mg sowie 120 kg ha^{-1} nichtkarbonatische Anteile ausgebracht (KREUTZER und BITTERSÖHL, 1986).

Die ebenfalls im Oktober 1997 beprobten Kalkungsversuchsflächen der FVA Rheinland-Pfalz in **Adenau** und **Idar-Oberstein** waren im Dezember 1988 alle mit dem gleichen Kalkmaterial (Dolomit aus Muschelkalk, Korngröße 0 - 2 mm) behandelt worden. Am Standort Adenau wurden, neben der Kontrolle, die Variante 1 (3 t ha^{-1} Dolomit; 622 kg ha^{-1} Ca, 368 kg ha^{-1} Mg; SCHMITT et al., 1995) und die Variante 6 (5 t ha^{-1} Dolomit; 1039 kg ha^{-1} Ca, 613 kg ha^{-1} Mg) des Kompen-

sationsversuchs beprobt. Auflage- und Mineralbodenproben wurden am Standort Idar-Oberstein auf der Kontrolle und der Variante 1 (3 t ha⁻¹ Dolomit) des Kompensationsversuchs entnommen.

Tab. 4.1: Experimentelle Behandlungen der untersuchten Kalkungsflächen mit Bezeichnungen.

Standort	Kontrolle	Experimentelle Behandlung	
Schluchsee	S	4 t ha ⁻¹ Dolomit	Oktober 1990
Höglwald	H	4 t ha ⁻¹ Dolomit	April 1984
Adenau	A	3 t ha ⁻¹ Dolomit	Dezember 1988
		5 t ha ⁻¹ Dolomit	Dezember 1988
Idar-Oberstein	I	3 t ha ⁻¹ Dolomit	Dezember 1988

4.2 Chemischer Bodenzustand

Am Standort Schluchsee erfolgten Bodeninventuren jeweils im Herbst der Jahre 1989, 1992, 1995 und 1997, also ein Jahr vor bzw. 2, 5 und 7 Jahre nach Ausbringung der Dolomit-Kalkung. Dazu wurden auf der Kontrollfläche (S1) und der mit Dolomit gekalkten Fläche (S4) an 6 Probenahmestellen die organische Auflage in jeweils 2 30 cm² Quadraten und der Mineralboden bis 80 cm Tiefe in jeweils 4 Bohrkernen (Ø 9 cm) entnommen. Nach Aufbereitung der Proben wurden die Gehalte der mit 0,5 M NH₄Cl austauschbaren Kationen bestimmt (Methode vgl. TRÜBY und ALDINGER, 1989). Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte potentiometrisch mit Glaselektrode in H₂O und 0,01 M CaCl₂. Eine genaue Beschreibung der Probenahmen und anschließenden Bestimmungen findet sich bei RASPE und FEGER (1998a).

An den süddeutschen Vergleichsstandorten wurden einmalig im Herbst 1997 Bodenproben der Kontrollflächen und der gekalkten Flächen entnommen. Dazu wurden für jede Einzelprobe zwei Bohrkern (Ø 8 cm) aus der Auflage und dem Mineralboden (0-10 cm Tiefe) mit Hilfe eines Kammerbohrers (MURACH, 1984) entnommen und zur Mischprobe vereinigt. Pro Fläche und Tiefenstufe wurden insgesamt 10 Einzelproben an 5 Entnahmepunkten gezogen. Die feldfrischen Proben wurden mit Hilfe eines Siebes (Maschenweite 5 mm) homogenisiert und anschließend aufbereitet. Nach der Bestimmung bodenmikrobiologischer Parameter wurden die Proben bei 40 °C getrocknet. Die Aufbereitung und Bestimmung der austauschbaren Kationen und pH-Werte erfolgte anschließend analog zu den Bodeninventur-Proben des Standorts Schluchsee.

4.3 Bodenmikrobiologische Methoden

Im Juni, Juli, August und Oktober 1997 erfolgten in Schluchsee Bodenprobenentnahmen, um den zeitlichen Verlauf bodenmikrobiologischer Parameter bei verschiedenen Witterungsbedingungen aufnehmen zu können. Hierzu wurden die Auflage und der Mineralboden in 0 - 10 cm Tiefe mit Hilfe eines Kammerbohrers (MURACH, 1984) beprobt. Pro Fläche und Tiefenstufe wurden 10 Einzelproben entnommen, mit Hilfe eines Siebes (Maschenweite 5 mm) homogenisiert und aufbereitet. Die Probenahme an den Vergleichsstandorten im Oktober 1997 wurde in Kap. 4.2 beschrieben. Nach Einstellung aller Proben auf ca. 60 % der maximalen Wasserkapazität wurden diese 48 Stunden bei 25 °C im Brutschrank vorinkubiert und bis zu weiteren Bestimmung bodenmikrobiologischer Parameter im Kühlraum gelagert.

Als Maß für die aktuelle Aktivität der Bodenmikroorganismen wurde die Basalatmung in den einzelnen Proben bestimmt. Dazu wurde in geschlossenen Glasgefäßen die CO₂-Produktion von jeweils 50 g Auflage bzw. 200 g Mineralboden bei 25 °C nach 24 h gemessen (vgl. SEITER, 1995).

Als längerfristiges Maß für die mikrobielle Aktivität wurde die aparente Katalaseaktivität in 2,5 g Auflage bzw. 5 g Mineralboden ermittelt (vgl. BECK, 1971; BÖER, 1997).

Zur Charakterisierung der N-Mobilisierung aus organisch in Proteinen gebundenem Stickstoff wurde die aparente Proteaseaktivität bestimmt. Diese wurde nach der von KANDELER (1993) modifizierte Methode von LADD und BUTLER (1972) in 1 g Auflage bzw. 2 g Mineralboden jeder Einzelprobe ermittelt (vgl. HAMM, 1994).

Zur Quantifizierung der Netto-N- und Netto-S-Mineralisierung wurden Labor-Brutversuche angesetzt (vgl. WÖLFELSCHNEIDER, 1994; ZÖTTL, 1960).

Als Methode zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse wurden die mikrobiellen C-, N- und P-Gehalte mit der Fumigations-Extraktions-Methode nach VANCE *et al.* (1987) verwendet (vgl. SEITER, 1995).

4.4 Feinwurzelverteilung und -ernährung

An den Bohrkernen der Bodeninventuren des Standorts Schluchsee (vgl. Kap. 4.2) wurden Feinwurzelinventuren durchgeführt. Zusätzlich wurden aus der organischen Auflage mit Hilfe eines Wurzelbohrers (MURACH, 1984) Bohrkern entnommen. Nach manueller Auslese und Reinigung wurde das Trockengewicht der Feinwurzeln bestimmt. Wurzeln die sich bereits im Stadium der Zersetzung befanden wurden verworfen. Nach Naßveraschung der pulverisierten Proben mit HNO₃/H₂SO₄ wurden in der Aufschlußlösung die K-, Ca-, Mg-, Mn-, Fe-, Al-, Na- und P-

Gehalte bestimmt. Die Bestimmung der C-, N- und S-Gehalte erfolgte mittels Elementanalysator. Eine ausführliche Beschreibung von Probenahme und Methoden findet sich bei RASPE (1992).

4.5 Bestandesernährung

Zur Charakterisierung des Ernährungszustandes der Versuchsbestände am Standort Schluchsee wurden von 1989 bis 1996 jeweils im Frühwinter (November/Dezember) vom Hubschrauber aus Nadelproben entnommen (vgl. ENDE, 1988). Auf jeder Fläche wurde an 15 Bäumen der 4. Wirtel beprobt und jahrgangsweise zu Mischproben vereinigt. Nach Trocknung, Pulverisierung und Aufschluß (Trockenveraschung) erfolgte die Bestimmung der Elementgehalte. Eine ausführliche Beschreibung der Methoden findet sich bei RASPE (1992) sowie GÜLPEN und FEGER (1998).

4.6 Wasser- und Stoffflüsse sowie Perkulationsversuch

4.6.1 Bestimmung der Wasserflüsse

Niederschlag

Der Freilandniederschlag zur Ermittlung des Eintrags oberhalb des Kronendachs wurde wöchentlich auf jeweils einer benachbarten Freifläche gesammelt (BRAHMER, 1990; FEGER, 1993). Dazu waren fünf Totalisatoren mit Polyethylen-Trichtern (Auffangfläche jeweils 450 cm²) in 1,5 m über Grund aufgestellt, die zur Vermeidung einer Kontamination durch Vogelkot von Edelstahlringen umgeben waren. Die Polyethylen-Sammelflaschen waren vor Licht- und Temperatureinflüssen geschützt in weißen Holzbehältern untergebracht. Im Winter wurden Schneesammeleimer von 80 cm Höhe verwendet (Auffangfläche 710 cm²), in die Polyethylen-Säcke gestülpt wurden. Die Schneesammler wurden, falls sich zwischen den Probenahmeterminen die Schneehöhe erhöht hatte, von neuem auf die Schneeoberfläche gesetzt, um Einwehungen von Schnee und die Bildung von Schneebrücken bei wachsender Schneedecke zu vermeiden. Aus den wöchentlichen Niederschlagsmengen der Totalisatoren wurden Tagesniederschläge berechnet, wobei für den zeitlichen Verlauf der Niederschläge die Daten von Hellmann-Regenschreibern bzw. Niederschlagsmesser mit Kippwaagenmechanismus verwendet wurden (vgl. BRAHMER, 1990; ZIMMERMANN, 1995). Im Winterhalbjahr wurden zur zeitlichen Aufteilung die Niederschlagsdaten der DWD-Stationen Menzenschwand und Königsfeld verwendet.

Die Kronentraufe in den Versuchsbeständen wurde ebenfalls wöchentlich mittels des selben Totalisatorentyp wie auf der Freifläche aufgefangen. In jedem Einzugsgebiet waren 10 bis 12 Regenfänger mit einem Abstand von 4 m in Reihe aufgestellt. In den Sammeltrichtern befand

sich eine Polyestergaze (Maschenweite 0,2 mm), damit kein Streumaterial in die Sammelflaschen gelangte und dort zu Veränderungen der Proben führte. Im Winterhalbjahr wurden ebenfalls Schneesammeleimer von 40 bzw. 80 cm Höhe (Auffangfläche 730 bzw. 710 cm²) verwendet, wobei pro Einzugsgebiet 3 bis 6 Schneesammler aufgestellt waren. Bei Vorhandensein einer Schneedecke wurden ebenfalls wöchentlich je nach Schneehöhe 10 bis 20 Schneesäulen mit der Schneesonde Typ „Vogelsberg“ (vgl. BRAHMER, 1990) ausgestochen und in einem PE-Beutel zu einer Mischprobe vereinigt. Nach Wägung mit einer Federwaage im Gelände wurde die Probe im Labor aufgetaut und nach Bestimmung des Volumens das Wasseräquivalent der Schneedecke berechnet.

Auf die Messung des Stammabflusses wurde verzichtet, da er bei Fichte weniger als 2 % des Bestandesniederschlages ausmacht (MITSCHERLICH, 1981; BÜCKING et al., 1983; BENECKE, 1984), und so der Meßaufwand in keinem vernünftigen Verhältnis zur Meßgenauigkeit gestanden hätte (BRAHMER, 1990).

Verdunstung

Eine sich der direkten Messung entziehende Wasserhaushaltsgröße stellt die Verdunstung dar. Die Verdunstung setzt sich aus der produktiven Transpirationsverdunstung der Vegetation und der Evaporation zusammen. Neben der bilanzmäßigen Verdunstungsbestimmung nach der Wasserhaushaltsmethode sind ein Reihe von Verfahren zur Bestimmung der Verdunstung entwickelt worden (Übersicht in SCHRÖDTER, 1985; DVWK, 1996). Zum Vergleich der Verdunstung auf Grundlage der Wasserbilanz mit einem Bestimmungsverfahren wurde die für Waldbestände modifizierte HAUDE-Formel (HAUDE, 1955) zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration verwendet. Die HAUDE-Formel benötigt neben empirisch gewonnenen Monatsfaktoren lediglich das Sättigungsdefizit der Luft um 14 Uhr in 2 m Höhe, das sich aus den gemessenen meteorologischen Größen Luftfeuchte und -temperatur berechnen läßt (vgl. Tab. 4.2). Zusätzlich wurden Korrekturverfahren für Wald und Höhenlage aus der Literatur verwendet (ENDERS, 1978; vgl. BRAHMER, 1990). Das von HAUDE entwickelte Verfahren wird vom Deutschen Wetterdienst seit Jahren erfolgreich angewendet, wobei auch Berechnungen der potentiellen Verdunstung über Laub- und Nadelhölzern erfolgten (DOMMERMUNTH und TRAMPF, 1992). Als Monatsfaktoren wurden die Faktoren für mittlere Tageswerte nach DIN 19685 verwendet (vgl. BRAHMER, 1990; DVWK, 1996; Tab. 4.2). In Einzelfällen ergeben sich dabei $ET_{\text{pot HAUDE}}\text{-Werte} > 8 \text{ mm d}^{-1}$, was aus Energiegründen nicht möglich ist. Daher wird die tägliche Verdunstungshöhe auf 8 mm d^{-1} begrenzt. Detailangaben zur Ermittlung der Wald- und Höhenfaktoren sowie der Vergleich mit anderen Verdunstungsberechnungen finden sich bei BRAHMER (1990).

Tab. 4.2: Berechnung der Verdunstung nach HAUDE (aus BRAHMER, 1990, verändert).

$ET_{\text{pot HAUDE}} = f \cdot (E_s - e)_{14} \leq 8 \text{ mm d}^{-1}$							
f: Haude-Faktoren für die einzelnen Monate [mm hPa ⁻¹]							
(E _s - e) ₁₄ : Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf um 14 Uhr [hPa]							
<i>Monatsfaktoren f</i>							
Monat	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Okt. - Mrz.
f	0,29	0,29	0,28	0,26	0,25	0,23	0,22
<i>Höhenfaktor:</i> 1,175							
<i>Waldfaktor:</i> 1,2							

Die zur Berechnung der Verdunstung benötigten Daten lieferte eine meteorologische Meßstation auf der Freifläche jedes Untersuchungsgebietes (Fa. UP München). Erfasst wurden neben dem zeitlichen Verlauf der Niederschläge, Lufttemperatur und Luftfeuchte (Sensor SKH 2011), Windgeschwindigkeit (Fühler A100R), Windrichtung (Fühler W200P) und die Strahlungsbilanz (Fa. Schenk, Typ 8110). Die Messung erfolgte in 10-minütigem Abstand, wobei die Werte loggerintern auf Stundenwerte arithmetisch gemittelt und aufgezeichnet wurden.

Bodenfeuchte und Sickerraten

Zur Charakterisierung des Matrixpotentials wurden in den Einzugsgebieten Tensiometer-Meßstellen eingerichtet. Neben den schon vorhandenen Meßstellen aus den Vorgängerprojekten wurde im Quellbereich des Baches in den beiden Einzugsgebieten im Herbst 1996 jeweils ein zusätzliches Tensiometermeßfeld installiert (vgl. auch Abb. 4.2). Die Tensiometerrohre wurden zum winterlichen Frostschutz mit einem entgastem 30%igen Alkohol-Wassergemisch gefüllt. Der saugspannungsabhängige Unterdruck wurde mit einem Einstichdruckaufnehmer der Firma THIES (Göttingen) seit September 1987 im wöchentlichen Abstand (episodenweise auch täglich) gemessen. Einzelheiten zum Einbau finden sich bei LAMMERSEN (1988) und BRAHMER (1990). Die Tensiometer waren im Bestand vom stammnahen bis zum stammfernen Bereich verteilt, d.h. bezüglich des Bestandesniederschlages wurden sowohl feuchtere Traufbereiche wie auch trockenere stammnahe Bereiche gemessen, so daß eine mittlere Situation im Bestand erfaßt wurde.

Die Bestimmung der Bodenwasserflüsse erfolgte auf Grundlage der Kalibrierung des Bodenwasserhaushaltsmodelles WHNSIM (ZIMMERMANN, 1995; vgl. ARMBRUSTER, 1998).

Abfluß

Der Gebietsaustrag über die **Oberflächengewässer** aus den Einzugsgebieten wurde an THOMPSON-Meßwehren (60° Öffnungswinkel) mit kontinuierlicher Wasserstandsaufzeichnung (Vertikal-Schwimmpegel Fa. SEBA Hydrometrie) bestimmt. Alle Einzugsgebiete waren mit einem baugleichen Meßwehr ausgestattet. Die Wehre wurden aus 15 mm starkem PE-Plattenmaterial gefertigt. Der Zulauf war auf einer Länge von 2 m, einer Breite von 1 m und einer Höhe von 0,7 m rechteckig ausgebaut. Der Dreiecksüberfallausschnitt war im Kronenbereich 2 mm stark. Gegen die Strömung bildete die Krone einen scharfkantigen rechten Winkel, während sie stromabwärts mit ca. 60° nach außen abgeschrägt war. Als Pegelnull wurde die untere Spitze des Überfalldreiecks eingemessen. Die Wasserstandsbestimmung erfolgte in einem 1,5 m stromaufwärts von dem Überfall, seitlich am Meßwehr angebrachten Pegelrohr. Dort wurde mit dem Trommelschreiber direkt die Überfallhöhe aufgezeichnet. Die Durchflußmenge (Q) hängt von der Geometrie des Wehres (Öffnungswinkel beim Dreieck-Wehr), der Überfallhöhe, der Erdbeschleunigung und einem Überfallbeiwert μ ab (Gl. 4.1).

$$Q = \mu \cdot \frac{8}{15} \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot \tan\left|\frac{\alpha}{2}\right| \cdot h^{\frac{5}{2}} \quad (\text{Gl. 4.1})$$

$$\mu = 0,565 + 0,0087 \cdot h^{-0,5}$$

$$g = 9,81 \text{ m s}^{-2}; h = \text{Überfallhöhe [m]}$$

$$\alpha = \text{Öffnungswinkel des Dreieck-Überfalls [°]}$$

Nach Digitalisierung und Überprüfung der Wasserstände wurden aus den Stundenwerten des Wasserstandes stündliche Abflußwerte berechnet, die zu Tagesmittelwerten zusammengefaßt wurden. Ausfallzeiten der Registriereinrichtung und nicht plausible Wasserstandsaufzeichnungen wurden entsprechend den Verläufen der benachbarten Pegel korrigiert. Die Abflüsse an den Vorflutern wurden auf die oberirdische Einzugsgebietsfläche bezogen und als Abflußhöhe in der Dimension mm berechnet, um direkte Vergleiche mit anderen Wasserhaushaltsgrößen zu ermöglichen.

4.6.2 Bestimmung der Stoffflüsse

Verknüpfung von Wasserflüssen und Stoffkonzentrationen

Zur Berechnung von Stoffflüssen werden die Flußmengen in verschiedenen Kompartimenten (Wassermengen, bzw. Masseflüsse) mit den Stoffkonzentrationen verknüpft. Die Auflistung der verwendeten Labormethoden zur Bestimmung der Stoffkonzentrationen sowie eine Fehler-

betrachtung der Stoffflüsse findet sich in FEGGER (1993). In Tab. 4.3 sind beispielhaft die Untersuchungsmethoden der Wasserproben (Niederschlag, Bodensickerwasser, Bach- und Brunnenabfluß) zusammengestellt.

Tab. 4.3: Übersicht der verwendeten Analysemethoden für Wasserproben (aus: FEGGER, 1993; verändert).

Parameter	Bestimmungsmethode
pH-Wert	potentiometrisch, Zweistabmeßkette, METROHM-Titriprozessor 636
el. Leitfähigkeit (20 °C)	konduktometrisch, WTW LF 91
m-Wert	potentiometrische Titration pH 4,3 (Berechnung von HCO_3^-)
p-Wert	potentiometrische Titration pH 8,2
Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}	ionenchromatographisch, DIONEX 2000i
Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}	AES/AAS (Flamme)
Al, Mn, Fe (gesamt)	AAS (HGA)
Al, Mn, Fe (org. kompl.)	AAS (HGA) in Perkolaten der DISCROLL-Säule
NH_4^+	photometrisch (Indophenol-Blau)
Ortho-Kieselsäure	photometrisch (Molybdän-Blau)
DOC	DOC-Analysator (SHIMADZU)
UV-Extinktion ($\lambda = 254 \text{ nm}$)	photometrisch
Färbung ($\lambda = 436 \text{ nm}$)	photometrisch

Für jede Wasserprobe wurde ein EDV-Analysenblatt mit Gelände- und Labordaten angelegt. Die Mittelwerte der in der Regel dreifachen Analysenwiederholung wurden in eine Datenbank eingegeben. Nach einem Plausibilitätstest wurden die vorkorrigierten Datensätze tabellarisch ausgedruckt und mit den Analysenblättern korrekturgelesen. Zur Überprüfung der Analyse auf Vollständigkeit und Fehler wurden aus den Analysen Ionenbilanzen berechnet (vgl. BRAHMER, 1990). Als weiteres Instrument zur Plausibilitätskontrolle wurden die chemischen Analysenwerte als Zeitreihe graphisch ausgedruckt.

Stoffeinträge

Deposition

Die Berechnung der Einträge mit dem Freilandniederschlag bzw. mit dem Bestandesniederschlag erfolgte durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen und der Niederschlagsmengen der wöchentlichen Sammelzeiträume und Aufsummierung über jährliche Untersuchungszeiträume. Die meßtechnisch nur schwer zu erfassende Gesamtdeposition wurde über Modellrechnungen abgeschätzt. Verwendet wurde der Ansatz von MATZNER (1988), der von BRAHMER (1990) aufgrund einer faktorenanalytischen Auswertung von Kronendachdifferenzen für die beiden Untersuchungsstandorte verändert und erweitert wurde (Tab. 4.4). Die Abtrennung der Depositionsanteile beruht im wesentlichen auf der Verwendung von Natrium als Leitelement für die Interzeptionsdeposition, da dieses Element im Baum wenig mobil ist und damit kaum internen Umsetzungen unterliegt (GODT, 1986; MATZNER, 1988). Allerdings basiert die Verwendung von Element/Na-Verhältnissen auf der sicherlich nicht in vollem Umfang geltenden Annahme, daß das Verhältnis der Interzeptionsdeposition zur Niederschlagsdeposition für verschiedene Elemente mit unterschiedlichen Partikeldurchmessern und verschiedenen Depositionsgeschwindigkeiten gleich ist. Detailangaben zur Erweiterung des Kronendachdifferenzmodells für die Untersuchungsstandorte finden sich bei BRAHMER (1990).

Tab. 4.4: Verwendetes erweitertes Modell der Berechnung der Gesamtdeposition (nach BRAHMER, 1990; verändert).

Berechnungsmodell	Erläuterungen
$GD = ND + ID$	GD: Gesamtdeposition
$BN = ND + ID + PA$	ND: Niederschlagsdeposition
$ID_{Na} = BN_{Na} - ND_{Na}$	ID: Interzeptionsdeposition
$ID_{S \text{ gesamt}} = (BN_S - ND_S) \cdot 0,9$	BN: Stofffracht im Bestandesniederschlag
$ID_x = ID_{Na}/ND_{Na} \cdot ND_x \quad (x = H^+_{\text{part}}, Cl, K, Ca, Mg, S_{\text{part}})$	PA: Pflanzenauswaschung
$ID_{Mn} = ID_K/ND_K \cdot ND_{Mn}$	S: Schwefel
$ID_y = (BN_y - ND_y) \cdot 0,5 \quad (y = Al, Fe)$	H ⁺ : freie H ⁺ -Ionen
$ID_{S \text{ gesamt}} = ID_{S \text{ part.}} + ID_{S \text{ gasf.}}$	gasf.: gasförmig
$ID_{S \text{ gasf.}} = ID_{H^+ \text{ gasf.}}$	part.: partikulär
$GD_S = ID_{S \text{ gesamt}} + ND_S$	
$GD_{H^+} = ID_{H^+ \text{ gasf.}} + ID_{H^+ \text{ part.}} + ND_{H^+}$	
$H^+ \text{- Pufferung} = GD_{H^+} - BN_{H^+}$	
$ID_{NO_3} = ID_{S \text{ gesamt}}/ND_S \cdot ND_{NO_3}$	
$ID_{NH_4} = ID_{S \text{ part.}}$	

Bodensickerwasser

Das Bodensickerwasser wurde bis Ende 1996 in drei Tiefen (unterhalb der organischen Auflage sowie in 30 cm und 80 cm Mineralbodentiefe) mittels Unterdrucklysimeter in Platten- bzw. Kerzenbauweise gewonnen. Der Einbau erfolgte auf einer ca. 7 x 7 m großen Teilfläche in unmittelbarer Nähe zu den Leitprofilen und den Tensiometermeßfeldern der Intensivmeßflächen. Pro Tiefenstufe wurden 5 Saugkörper eingebaut, deren Wasser in einem Sammelgefäß zu einer Mischprobe zusammenfloß. Die verwendeten Saugkörper bestanden aus inerten Kunststoffmaterialien. Im Gegensatz zu Keramiksaugkerzen, bei denen Veränderungen der Sickerwasserzusammensetzung möglich sind, erlauben diese auch eine Analyse der chemischen Bindungsformen etwa von Al und Fe (vgl. FEGGER et al., 1988). Das den Auflagehumus perkolierende Wasser wurde an der Grenze zum Mineralboden durch Saugplatten aufgefangen. Dabei wurde nur ein geringer Unterdruck von ca. 150 cm WS angelegt, um den Humus nicht zu stark zu entwässern. Die Platten wurden möglichst störungsfrei durch seitliches Einschieben eingebaut, nachdem die Humusaufgabe von drei Seiten abgestochen und leicht angehoben worden war. Die Saugkerzen in den beiden Mineralbodentiefen wurden schräg zum Hang mit dem Bohrstock eingebaut. In den Mineralbodentiefen wurde ein Unterdruck von ca. 400 cm WS angelegt, um nur das für den Stofftransport bedeutsame leichtbewegliche Bodensickerwasser zu erhalten. Der benötigte Unterdruck wurde in einer zentralen Unterdruckanlage mit kleinen regelbaren Membranpumpen (Firma ASF) erzeugt. Die Sammelgefäße der Sickerwasserproben wurden in wöchentlichen bis zweiwöchentlichen Abständen entleert. Im Winter war aus klimatischen Gründen oft nur eine sporadische Probenahme möglich.

Die Stoffflüsse mit dem Bodensickerwasser wurden für diese Meßstellen durch Multiplikation der mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell WHNSIM berechneten Sickerwassermengen zwischen zwei Probenahmeterminen und der Stoffkonzentration der zugehörigen Sickerwasserprobe berechnet. Die Gewinnung der meist wöchentlich entnommenen Bodensickerwässer an im Herbst 1996 im Quellbereich der Bäche neu eingerichteten Meßstellen (Abb. 4.2) erfolgte mit Hilfe von Keramiksaugkerzen. Die Unterdruckanlage war mit der oben beschriebenen identisch. Entnommen wurden das Sickerwasser in zwei Mineralbodentiefen (30 und 60/80 cm) in einem sogenannten „terrestrischen“ Bereich und in einer Bodentiefe (60/80 cm) im Bereich des Quellmoores (vgl. Abb. 4.1). In jeder Tiefe wurde das Sickerwasser aus fünf Kerzen wiederum als Mischprobe dem Probegefäß zugeführt.

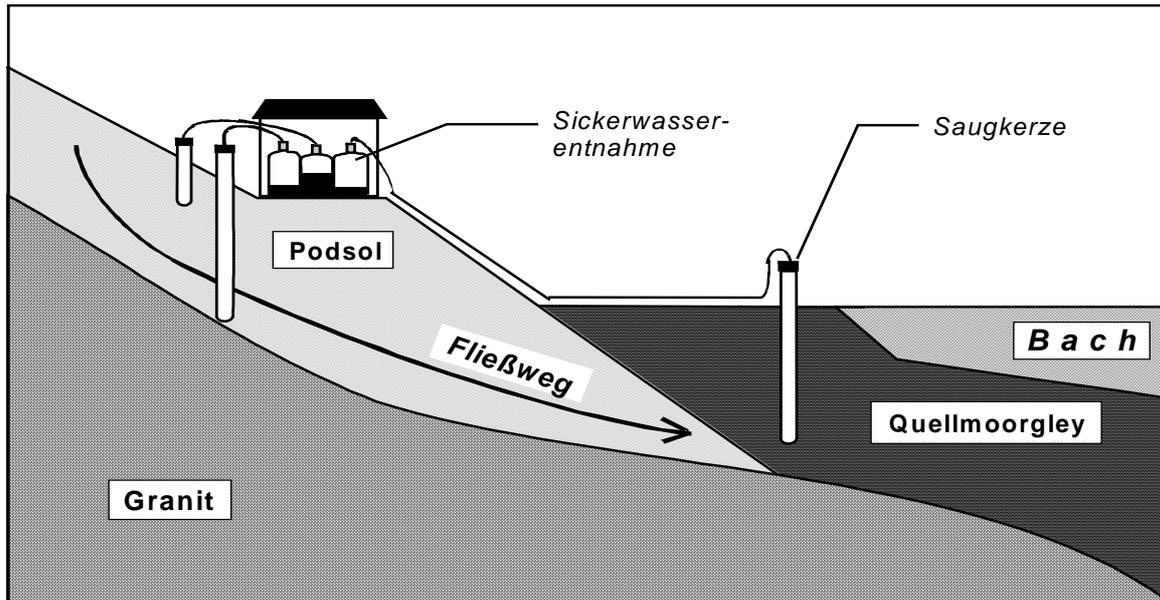


Abb. 4.1: Schematische Darstellung der Sickerwasserbeprobung am Hang.

Die „terrestrischen“ Sickerwässer wurden am Hang wenige Meter oberhalb der Quellmoorbereiche in S 1 und S 4 gewonnen (vgl. Abb. 4.2). Dabei wird in 30 cm Bodentiefe Wasser entnommen, das den humosen, intensiv durchwurzelten Mineralboden durchsickert hat. Das in 80 cm (bzw. 60 cm in S 4) Tiefe entnommene Sickerwasser hat den tieferen, weniger stark durchwurzelten Mineralboden passiert. Die Moorsickerwässer wurden dicht daneben direkt im tiefer gelegenen Quellbereich entnommen. Somit ergibt sich für die Beprobung der Sickerwässer ein Transsekt entlang des Hanges (vgl. Abb. 4.1).

Stoffausträge sowie zeitlich und räumlich höher auflösende Konzentrationen

Für die Berechnung der **Gebietsausträge** wurden die kontinuierlich vorliegenden Abflüßmengen mit stichprobenartig gewonnenen Konzentrationsmessungen verknüpft. Verwendet wurde für die Bäche und die Quellfassungen die „period-weighted-sample“-Methode (vgl. BRAHMER, 1990). Mit der Methode wird der Austrag einer Periode durch Multiplikation der im Zeitraum abgeflossenen Wassermenge mit dem Mittelwert der Stoffkonzentration von Anfangs- und Endzeitpunkt der Periode ermittelt. Die Probenahme erfolgte in wöchentlichem Abstand, in Zeiten höherer Wasserführung jedoch auch in kürzeren Abständen.

Für die Beprobung von **Einzelereignissen mit hoher zeitlicher Auflösung** wurden programmierbare automatische Probenehmer der Firma ISCO, Lincoln /Nebraska (3700 Portable Sampler) verwendet. Dieser wasserstandsgesteuerte Probenehmer erlaubt eine exakte Beprobung beliebig geformter Wellen in frei wählbaren Abflußintervallen. Durch die volumenproportionale

Beprobung wird die Spitze der Abflußwelle, also der Bereich, in dem i.d.R. auch die stärksten Konzentrationsänderungen auftreten, automatisch häufiger beprobt. Das Gerät wurde so programmiert, daß nach jeweils 100 m^3 Durchfluß eine Probenahme erfolgte. Insgesamt 24 1-Liter PE-Flaschen (entspricht einem Durchflußvolumen von 2400 m^3) können so in einem Karussell automatisch beprobt werden. Eine Vermischung von Wasser unterschiedlicher Abflußzustände wird durch einen Spülmechanismus ausgeschlossen.

Die Proben für das **hydrochemische Längsprofil** wurden an markierten Stellen (vgl. Abb. 4.2) in der Mitte des Bachlaufes mit zweifach vorgespülten 1-Liter PE-Flaschen entnommen. Das Längsprofil wurde insgesamt 4 mal beprobt, wobei 3 Probenahmen bei Basisabfluß (27.08.1997, 04.09.1997, 01.10.1997) erfolgten. Zusätzlich wurden am 14.10.1997 Proben bei deutlich erhöhtem Abfluß ($6,4 \text{ L s}^{-1}$ in S 1, bzw. $4,2 \text{ L s}^{-1}$ in S 4) entnommen.

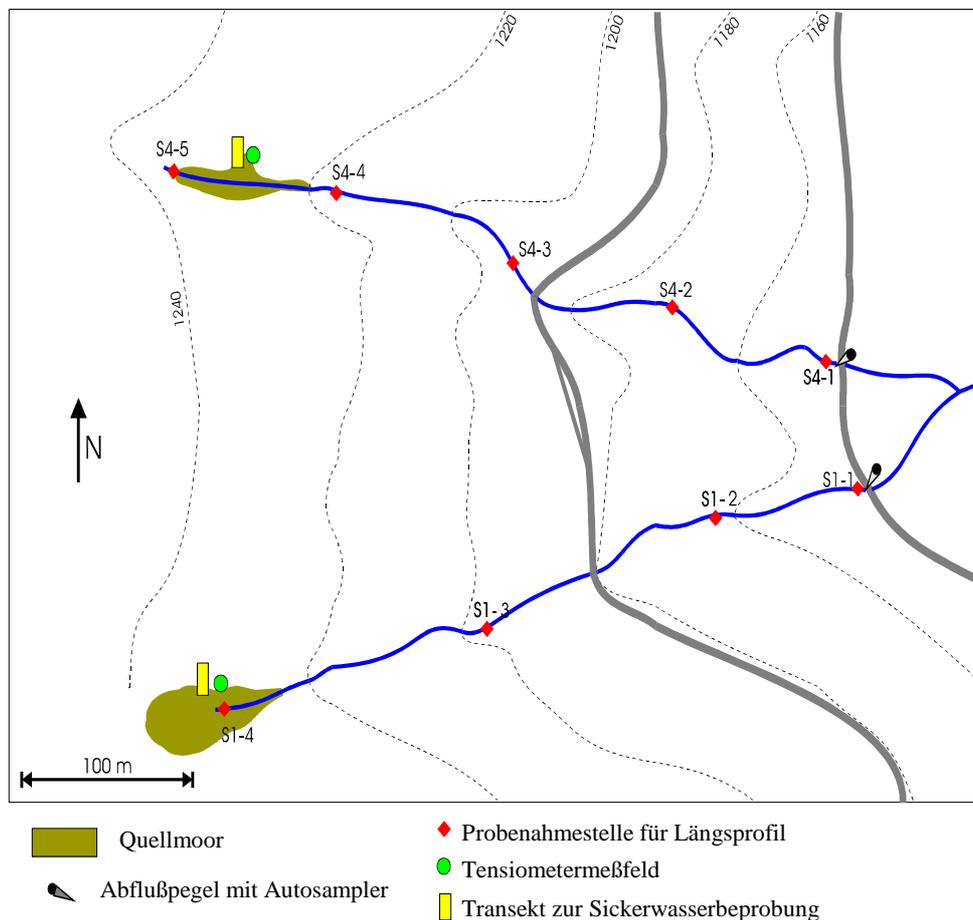


Abb. 4.2: Lage der Probenahmestellen und Meßeinrichtungen im Untersuchungsgebiet (aus KÖHLER, 1998).

Berechnung von Mehrausträgen und ANC-Konzept

Zur Berechnung der Mehrausträge nach experimenteller Behandlung wurde das Verhältnis der Gebietsausträge im der experimentellen Behandlung vorausgehenden Jahr berücksichtigt (Gl. 4.2). Bei der Berechnung der Mehrausträge wird somit davon ausgegangen, daß die im Vorlaufjahr bestehenden Verhältnisse der Gebietsausträge charakteristisch für die Gebiete sind.

$$\text{Mehraustrag(Jahr)} = \text{GA}_{\text{beh}}(\text{Jahr}) - \text{GA}_{\text{unbeh}}(\text{Jahr}) \cdot \frac{\text{GA}_{\text{beh}}(\text{Vorlaufjahr})}{\text{GA}_{\text{unbeh}}(\text{Vorlaufjahr})} \quad (\text{Gl. 4.2})$$

GA_{beh} : Gebietsaustrag behandeltes Gebiet

GA_{unbeh} : Gebietsaustrag unbehandeltes Gebiet

ANC-Konzept (Acid-neutralizing capacity; Säureneutralisationskapazität)

Werden Versauerungsprozesse betrachtet, so ist zwischen Intensitäts- und Kapazitätsfaktoren zu unterscheiden (FEGGER, 1993). Der pH-Wert ist als Intensitätsgröße von großer ökologischer Bedeutung, die Richtung und das Ausmaß von Umsätzen werden jedoch von Kapazitätsgrößen (z. B. Säure- bzw. Basenneutralisierungskapazität) bestimmt. Die Säureneutralisationskapazität ist in wässrigen Lösungen als Differenz zwischen Basen und starken Säuren definiert (vgl. REUSS und JOHNSON, 1986; SCHLESINGER, 1991):

$$\text{ANC} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{Org}^-] - [\text{H}^+] - 3[\text{Al}^{3+}] - 2[\text{Al}(\text{OH})^{2+}] - [\text{Al}(\text{OH})_2^+]$$

In natürlichen Wässern müssen die Al-Spezies als Säuren und Huminsäure-Anionen (Org^-), die durch die Anlagerung von Protonen als Basen wirken, berücksichtigt werden (Klammern stellen molare Konzentrationen dar). Bei pH-Werten < 6 kann CO_3^{2-} vernachlässigt werden. Insgesamt stellt Gewässerversauerung einen Verlust von ANC dar. Nach Auflösung der Ionenbilanz nach obigen Ionen kann der ANC-Wert wie folgt berechnet werden:

$$\text{ANC} = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + 2[\text{Ca}^{2+}] + 2[\text{Mg}^{2+}] + [\text{NH}_4^+] - [\text{Cl}^-] - [\text{NO}_3^-] - 2[\text{SO}_4^{2-}]$$

4.6.3 Perkulationsversuch mit Bodensäulen aus dem Quellmoorbereich

Entnahme der Bohrkerne

Die Bohrkerne für den Perkulationsversuch wurden am 29.10.1997 im Quellmoorbereich des Einzugsgebietes S 1 entnommen. An jedem Entnahmepunkt wurden zwei Bohrkerne dicht nebeneinander entnommen, um so für Versuchslösung und Kontrollösung möglichst ähnliche Profile zu erhalten.

Es wurden 10 Plexiglassäulen (1 m Länge, 57 mm Innen- 60 mm Außendurchmesser), die zuvor einseitig mit einer Schleifmaschine angeschärft wurden, etwa 80-90 cm tief in das Quellmoor getrieben. Dabei erwies es sich als vorteilhaft, die Säulen mit Hilfe eines Ölfilterschlüssels in einer Drehbewegung langsam in den Boden zu drücken. Ein Komprimieren des teilweise torfartigen Bodenmaterials im Säuleninneren ließ sich jedoch nicht völlig vermeiden. Der bei der Probenentnahme angewandte Druck brachte auch eine gewisse Entwässerung des Materials mit sich.

Bei der Bohrkernentnahme, die ebenfalls in einer Drehbewegung erfolgte, konnte ein Herausrutschen des Materials durch einen luftdichten Verschluss der Säulenoberkante und dadurch erzeugten Unterdruck im Säuleninneren größtenteils verhindert werden. Die in den Säulen entnommenen Profile waren durch das Zusammenpressen des Materials schließlich zwischen 25 und 45 cm mächtig.

Denitrifikationsprozesse finden vor allem in den oberen ca. 20 cm des Bodens statt (HENRICH und HASELWANDTER, 1991). Deshalb wäre für eine Betrachtung der Denitrifikation ein Hineintreiben der Säulen bis ca. 30 cm ausreichend (HILL, pers. Mittlg.). Da jedoch das routinemäßig beprobte Moorsickerwasser mit Saugkerzen in 80 cm Tiefe gewonnen wird und eine möglichst gute Vergleichbarkeit zwischen Perkulationsversuch und Felddaten angestrebt wurde, wurden die Säulen ebenfalls etwa 80 cm tief in den Boden getrieben.

Aufbau und Durchführung des Perkulationsversuchs

Die Bohrkernkerne in den Plexiglasrohren wurden in eine PE-Verschlusskappe einer Wasserflasche eingelassen. Die Abdichtung erfolgte mit Silikon. In die Verschlusskappe wurde zuvor ein Schlauchaufsatz, der in einen mit Quarzsand gefüllten Drainbereich endet, eingebracht. Einem möglichen Verschlämmen des Drainbereiches mit Bohrkernmaterial wurde durch eine Fleeceauflage entgegengewirkt. Den Versuchsaufbau zeigt Abb. 4.3.

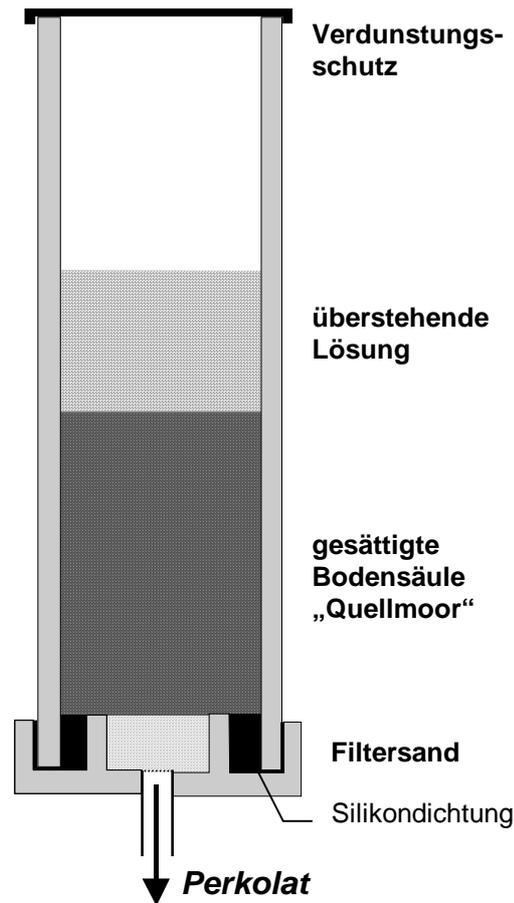


Abb. 4.3: Schematischer Aufbau der im Perkolationsversuch verwendeten Bodensäulen (aus KÖHLER, 1998; verändert).

Der erste Durchlauf des Perkolationsversuches wurde im abgedunkelten Kühlraum bei konstant 5 °C durchgeführt. Diese Temperatur entspricht etwa der Bodentemperatur, die im Herbst im vernähten Bereich des Versuchsgebietes auftritt. Nach einer Perkolationszeit von insgesamt 34 Tagen wurde der Versuch im Kühlraum abgebrochen.

Um der Temperaturabhängigkeit der Denitrifikation gerecht zu werden, wurde der Versuch mit den gleichen Bohrkernen bei konstant 17 °C in einem abgedunkelten Kellerraum wiederholt. Zuvor wurden die Säulen nach Abbruch des ersten Versuchs bei unterbrochenem Wasserfluß 2 Tage lang akklimatisiert, bevor die Perkolations mit den gleichen Lösungen wie beim ersten Durchlauf erfolgte. Mit Ausnahme der Temperatur wurden alle übrigen Randbedingungen bei Durchführung des zweiten Perkolationsversuches unverändert gelassen.

Jeder der beiden Versuchsdurchläufe umfaßte die Perkolation durch insgesamt 10 Säulen. Dabei wurden in die Säulen 1 - 5 die "Versuchslösungen" gegeben. Dazu wurden je 5 L Bachwasser versetzt mit:

815 mg KNO₃ (≅ 100 mg L⁻¹ Nitrat)

905 mg K₂SO₄ (≅ 100 mg L⁻¹ Sulfat)

412 mg NaCl (≅ 50 mg L⁻¹ Chlorid)

Die Säulen 1K - 5K dienen als Referenzwerte und wurden mit "Kontrollösungen" (je 5 L Bachwasser mit 412 mg NaCl) versetzt. Chlorid als konservatives Ion wurde als Tracersalz zugegeben. So besteht die Möglichkeit, statt der absoluten Konzentrationen das Verhältnis von Nitrat (Sulfat) zu einem sich konservativ verhaltenden Ion zu betrachten, um so Verdünnungs- oder Verdunstungseffekte eliminieren zu können.

Bei beiden Perkolationsversuchen wurde für einen dauerhaften Wasserüberstand über dem Bodenmaterial gesorgt. Somit konnte eine direkte Oxidation des Bohrkernmaterials durch Luft-sauerstoff verhindert werden.

Analytik des Bohrkernmaterials

Nach Beendigung des zweiten Perkolationsversuches wurde das Bodenmaterial mit einem dem Innendurchmesser entsprechenden Stempel aus den Plexiglassäulen herausgedrückt. Anschließend wurden die Bohrkernsegmente zur weiteren Analyse in Teilabschnitte, die annähernd vergleichbare Materialmorphologie besaßen, unterteilt. In jedem dieser Segmente wurden pH (H₂O), sowie C-, N- und S-Gehalt bestimmt.

Zur Bestimmung des pH-Wertes wurden etwa 10 g des frischen Materials in einem Becherglas mit 40 ml H₂O versetzt und aufgeschlämmt. Am darauffolgendem Tag wurde der pH-Wert in der überstehenden Lösung mit einer Dreistabmeßkette (WTW- pH 191) potentiometrisch bestimmt.

Zur Bestimmung des C-, N- und S-Gehaltes des Säulenmaterials wurden die einzelnen Bohrkernsegmente in hitzebeständige Kunststoffbecher gegeben und für insgesamt 10 Tage bei 55 °C getrocknet. Danach wurde das Material mit Hilfe eines Mörsers homogenisiert und gesiebt (2 mm). Der Feinboden wurde in einer Kugelmühle pulverisiert und anschließend für 24 h bei 70 °C getrocknet. Das Bodenskelett (> 2 mm) wurde gewogen und anschließend verworfen. Die so bestimmten Skelettgehalte beziehen sich nur auf den anorganischen Skelettanteil. Die torfartigen Proben wurden nicht gesiebt, hier wurde die Homogenisierung anhand der Gesamtprobe vorgenommen. Die Bestimmung der C-, N- und S-Gehalte der gemahlene Proben erfolgte am C, N, S-Analysator (CARLO ERBA NA 1500).

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Wasser- und Elementflüsse am Standort Schluchsee

5.1.1 Wasserflüsse

Niederschlag

Tab. 5.1 gibt die Mittelwerte, Variationskoeffizienten sowie Minima und Maxima der Freiland- und Bestandesniederschläge der Einzugsgebiete S1 und S4 für den Zeitraum der Hydrologischen Jahre (HJ) 1990 - 1998 an. Für beide Einzugsgebiete wurde die gleiche Freilandmeßstation verwendet, die als repräsentativ für die jeweiligen Einzugsgebiete angesehen werden kann (BRAHMER, 1990). Der Variationskoeffizient des Freilandniederschlages liegt im untersuchten Zeitraum bei ca. 15 %. Der Variationskoeffizient des Bestandesniederschlages hat für S1 einen Wert in der selben Größenordnung, in S4 ist er mit ca. 18 % deutlich höher. Auffällig ist auch die höhere Interzeptionsrate im Gebiet S4. Dieser Unterschied im Bestandesniederschlag zwischen beiden Gebiete ist durch den älteren Bestand mit etwas dichterem Kronendach in S4 bedingt (vgl. Kap. 3.1).

Tab. 5.1: Mittelwerte (mm) und Variationskoeffizienten (V in %) des Freiland- und Bestandesniederschlages und prozentualer Anteil des Bestandesniederschlages am Freilandniederschlag (Zeitraum HJ90 - HJ98; Einzugsgebiete S1 und S4).

	Freilandniederschlag (N _F)	Bestandesniederschlag (N _B) S1	Bestandesniederschlag (N _B) S4
Mittelwert [mm]	1886	1549	1477
Min [mm]	1508	1228	1134
Max [mm]	2331	1969	1891
V [%]	15,2	15,9	17,5
Interzeption [%]		17,9	21,7

Bodenfeuchte

In Abb. 5.1 ist zur Charakterisierung des Bodenfeuchteverlaufes der zeitliche Verlauf der Matrixpotentiale für beide Gebiete dargestellt. Der Hochlagenstandort Schluchsee ist mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen von ca. 1900 mm und einer nutzbaren Feldkapazität zwischen 130 und 160 mm bezogen auf 1 m Bodentiefe durch eine gute Wasserversorgung gekennzeichnet (ZIMMERMANN, 1995). Im dargestellten Untersuchungszeitraum (HJ90 - HJ98) wird im Mineralboden ein Matrixpotential von $pF = 2,74$ ($\cong -550$ cm WS) nicht unterschritten (Abb. 5.1); meist bewegen sich die Matrixpotentiale im Bereich zwischen 0 bis -100 cm WS. Engpässe in

der Wasserversorgung sind somit am Standort Schluchsee trotz der hohen Durchlässigkeiten der Böden nicht zu erwarten. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes war im Mittelporenraum (pF 2,5 bis pF 4,2) stets noch pflanzenverfügbares Wasser vorhanden. Deutliche Austrocknungserscheinungen zeigen sich allerdings in trockenen Sommern in der organischen Auflage, wodurch es aufgrund der Flachwurzeligkeit der Fichte zu Beeinträchtigungen in der Nährelementversorgung kommen kann (ZIMMERMANN und FEGER, 1997). Die verschiedenen Tensiometermeßstellen im Bestand der beiden Wassereinzugsgebiete weisen einen parallelen, der Witterung folgenden Verlauf auf. Bei extremen Austrocknungswerten weichen die Meßstellen allerdings v.a. in 30 und 80 cm Mineralbodentiefe etwas stärker voneinander ab.

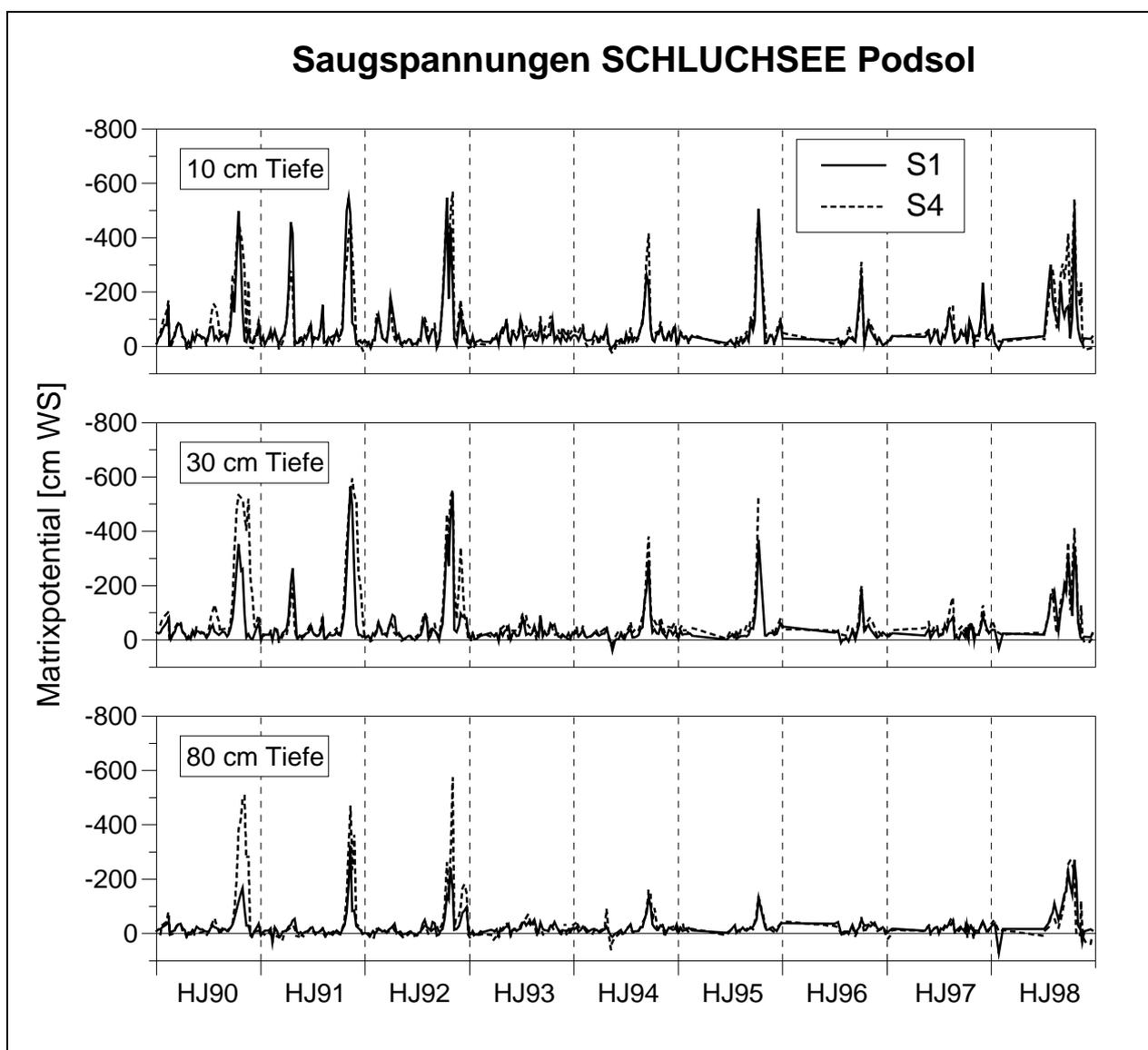


Abb. 5.1: Zeitlicher Verlauf der Matrixpotentiale in 10, 30 und 80 cm Mineralbodentiefe. Meßfläche in den Einzugsgebieten S1 und S4 (Zeitraum 1.11.89 - 31.10.98).

Abb. 5.2 zeigt den Matrixpotentialverlauf der im Quellbereich der Einzugsgebiete S1 und S4 im Herbst 1996 neu instrumentierten Meßstellen. Der Bodenfeuchteverlauf im Mineralboden ist dem der langjährig untersuchten Meßstellen vergleichbar (vgl. Abb. 5.1). Allerdings zeigt die Meßstelle S4 (neu) durch eine lokal sehr geringe Bodenentwicklungstiefe (ca. 65 cm) gegenüber der tiefgründigeren Meßstelle S1 (neu) im Jahr 1998 deutlicher ausgeprägte Austrocknungsspitzen. Im Bereich der Quellmoore der beiden Einzugsgebiete herrschen dagegen auch in den Austrocknungsphasen stets gesättigte Verhältnisse. Der bei vollständiger Wassersättigung (bis zur Bodenoberfläche) theoretisch erreichbare Wert wird im Gebiet S4 an einigen Meßterminen überschritten, was einem Wasserüberstau entsprechen würde. Bei den Geländemessungen wurde dies allerdings nicht beobachtet. Die gelegentlichen Überschreitungen des theoretischen Wertes sind daher in meßtechnischen Unsicherheiten begründet. Aufgrund der Feuchtemessungen im Quellmoor ist selbst in der relativ trockenen Phase im Sommer 1998 ab etwa 30 – 50 cm Tiefe mit einer Wassersättigung zu rechnen. Im feuchten Sommer 1997 liegt dieser Wert bei etwa 20 cm Bodentiefe im Quellmoor.

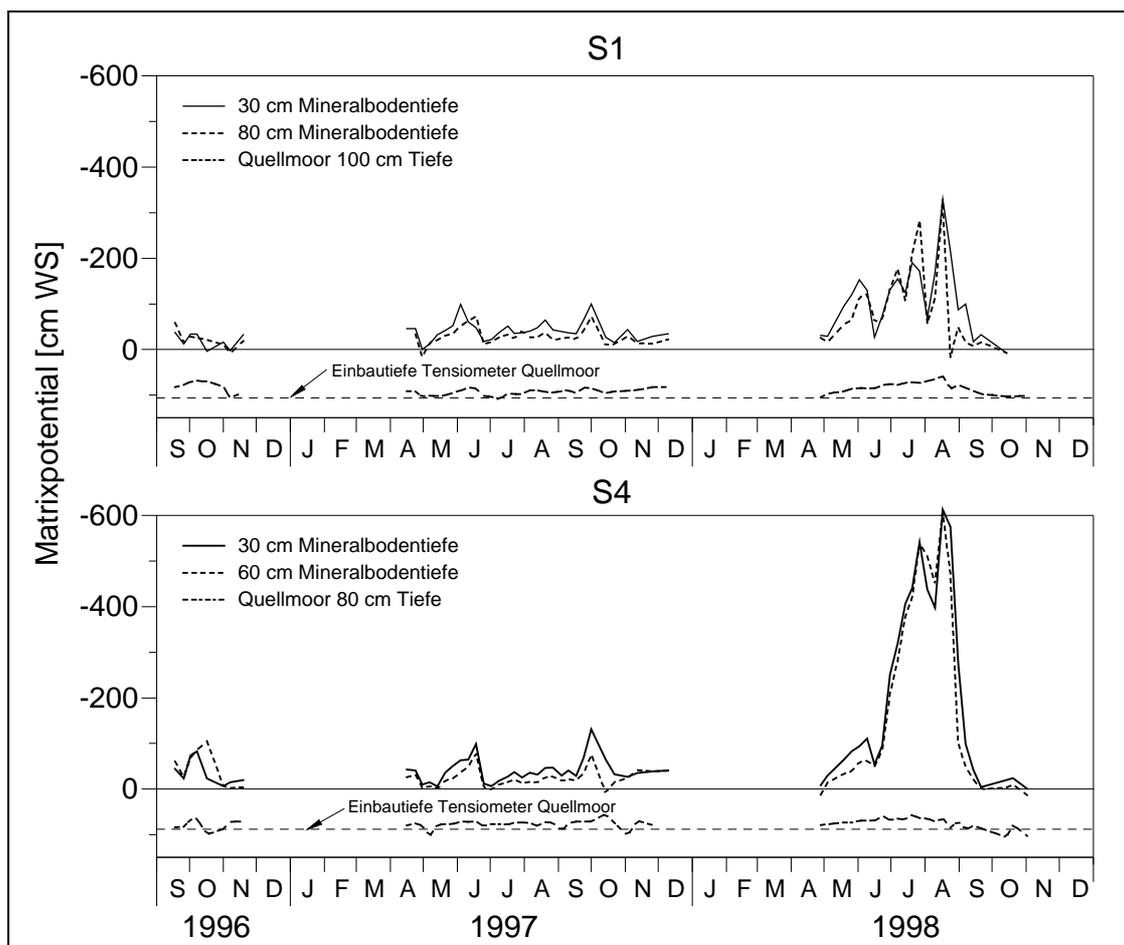


Abb. 5.2: Zeitlicher Verlauf der Matrixpotentiale im Quellbereich der Einzugsgebiete S1 und S4 im Zeitraum 9/1996 – 10/1998 (neu instrumentierte Meßstellen).

Wasserbilanzen

Tab. 5.2 zeigt als Übersicht die Jahreswerte sowie den Mittelwert der Wasserflüsse für den Untersuchungszeitraum. Neben den direkt meßbaren Wasserflüssen ist auch die vom Modell WHNSIM berechnete Sickerrate in 80 cm Mineralbodentiefe angegeben. Die Jahresniederschlagsmenge beträgt im Mittel der Meßjahre für Schluchsee 1886 mm, wobei etwa 60 % des Niederschlages im hydrologischen Winterhalbjahr (November - April) fallen (ARMBRUSTER, 1998). Die hygrischen Extremjahre im Untersuchungszeitraum sind das Jahr 1994 mit 2331 mm und das Jahr 1996 mit 1508 mm, so daß in den Untersuchungszeitraum sowohl feuchte als auch trockene Jahre fallen. Die Interzeption beträgt im Mittel in S1 mit ca. 340 mm etwa 18 % des Freilandniederschlages, bei S4 beträgt der Anteil mit ca. 410 mm etwa 22 %. Die Sickerraten in 80 cm Mineralbodentiefe unterscheiden sich aufgrund des Skalenunterschiedes zwischen Plot (Tensiometermeßfeld, „m²-Skala“) und Wassereinzugsgebiet („ha-Skala“). Auf „Plotebene“ berechnete Transpirationsraten lassen sich somit nur bedingt mit den Werten des Einzugsgebietes vergleichen.

Die Fehlbeträge in der Wasserbilanz liegen mit 2 – 3 % unterhalb des Meßfehlers von Niederschlagsmessungen mit Hellmann-Niederschlagsmessern in Gebirgslagen von ca. 10 - 15 % (RICHTER, 1995). Die Anwendung von systematischen Korrekturverfahren der Niederschlagswerte (vgl. RICHTER, 1995) ist aufgrund der größeren Auffangflächen der verwendeten Niederschlagstrichter nicht ohne weiteres möglich, so daß alle Niederschlagsdaten unkorrigierte Meßwerte sind. Vergleichsmessungen in den Sommerhalbjahren ergaben einen Mehrbetrag der verwendeten Totalisatoren von ca. 8 % gegenüber dem Hellmann-Niederschlagsmesser, was in etwa der selben Größenordnung der zu erwartenden Korrekturfaktoren entspricht. Durch eine windgeschützte Lage der Freifläche in Schluchsee ist dort auch ein geringer Windfehler der Niederschlagsmessung zu erwarten. Die Bestandesniederschlagsmengen von S4 unterscheiden sich nach dem WILCOXON-Test signifikant von den Werten von S1 (ARMBRUSTER, 1998). Die Wasserflüsse sind als Voraussetzung zur Berechnung von Stoffbilanzen somit plausibel und hinreichend genau, die Fehlbeträge liegen innerhalb des meßtechnisch zu erwartenden Bereiches.

Tab. 5.2: Jährliche Gebietswasserbilanzen und Mittelwerte (fett) für den Zeitraum 1.11.1989 - 31.10.1998 (*kursiv mit WHNSIM berechnete Werte*).

		S1	S4		S1	S4
Freilandniederschlag N_F		— 1949 —			— 2299 —	
Bestandesniederschlag N_B		1685	1635		1866	1814
<i>Versickerung 80 cm A_B</i>		<i>1306</i>	<i>1304</i>		<i>1622</i>	<i>1573</i>
Abfluß Q	HJ90	1387	1377	HJ95	1881	1743
Abflußverhältnis (N_F/Q)		0,71	0,71		0,82	0,76
Evapotranspiration (pot.) ET_P		— 638 —			— 440 —	
Evapotranspiration (akt.) ET_A		562	572		418	556
Freilandniederschlag N_F		— 1541 —			— 1508 —	
Bestandesniederschlag N_B		1307	1189		1228	1135
<i>Versickerung 80 cm A_B</i>		<i>967</i>	<i>895</i>		<i>964</i>	<i>894</i>
Abfluß Q	HJ91	1141	1130	HJ96	1006	886
Abflußverhältnis (N_F/Q)		0,74	0,73		0,67	0,59
Evapotranspiration (pot.) ET_P		— 590 —			— 446 —	
Evapotranspiration (akt.) ET_A		400	411		502	622
Freilandniederschlag N_F		— 1758 —			— 1819 —	
Bestandesniederschlag N_B		1430	1366		1485	1421
<i>Versickerung 80 cm A_B</i>		<i>1085</i>	<i>1058</i>		<i>1202</i>	<i>1157</i>
Abfluß Q	HJ92	1225	1145	HJ97	1312	1331
Abflußverhältnis (N_F/Q)		0,70	0,65		0,72	0,73
Evapotranspiration (pot.) ET_P		— 646 —			— 537 —	
Evapotranspiration (akt.) ET_A		533	613		507	488
Freilandniederschlag N_F		— 1883 —			— 1884 —	
Bestandesniederschlag N_B		1516	1436		1455	1405
<i>Versickerung 80 cm A_B</i>		<i>1190</i>	<i>1189</i>		<i>1160</i>	<i>1111</i>
Abfluß Q	HJ93	1387	1303	HJ98	1260	1158
Abflußverhältnis (N_F/Q)		0,74	0,69		0,67	0,61
Evapotranspiration (pot.) ET_P		— 550 —			— 526 —	
Evapotranspiration (akt.) ET_A		496	580		624	726
Freilandniederschlag N_F		— 2331 —			— 1886 —	
Bestandesniederschlag N_B		1969	1891		1549	1477
<i>Versickerung 80 cm A_B</i>		<i>1662</i>	<i>1625</i>	HJ90	1240	1201
Abfluß Q	HJ94	1919	1724	-	1391	1311
Abflußverhältnis (N_F/Q)		0,82	0,74	HJ98	0,74	0,70
Evapotranspiration (pot.) ET_P		— 522 —			— 544 —	
Evapotranspiration (akt.) ET_A		412	607		495	575
	Gebietswasserbilanz REST (N_F-ET_P-Q) HJ90 – HJ98				-49	31
	REST in % von N_F				-2,6	1,6

5.1.2 Elementflüsse

5.1.2.1 Höhe und zeitliche Entwicklung der Deposition

In Tab. 5.3 sind die Elementeinträge mit dem Freiland- und Bestandesniederschlag sowie die nach dem Kronenraumdifferenzmodell (BRAHMER, 1990) berechneten Raten der Gesamtd deposition und trockenen Deposition als Mittelwert der neunjährigen Untersuchungsperiode für die Gebiete S1 und S4 wiedergegeben.

Beim Vergleich der Einträge kommt wiederum der etwas unterschiedliche Kronenschluß des etwas älteren Untersuchungsbestandes in S4 zum Ausdruck. Anhand der K^+ -Einträge läßt sich der Einfluß des Kronendaches auf die Eintragssituation abschätzen. Das Element ist stark in den „internen Kreislauf“ mit Auswaschung aus den Nadeln und Wiederaufnahme über die Wurzeln einbezogen. Durch das dichtere Kronendach und den älteren Bestand ergeben sich somit in S4 v.a. für K^+ , Ca^{2+} , N und S höhere Flüsse mit dem Bestandesniederschlag. Außerdem führt die Bestandesstruktur in S4 gegenüber S1 auch zu einer stärkere Ausfilterung von Aerosolpartikeln, was sich in der höhern Rate der Gesamtd deposition in S4 widerspiegelt.

Tab. 5.3: Jahresfrachten ($kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$) für die Gebiete S1 (Kontrolle) und S4 (Kalkung) im Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag und atmogene Deposition: Jahresmittel der Periode 11/89 – 10/98 (Hydrologische Jahre 1990 – 1998).

HJ90 – HJ98 [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$]	Freiland- niederschlag	Bestandesniederschlag		Gesamtd deposition ^a		Trockene Deposition ^a	
		S1N	S4N	S1N	S4N	S1N	S4N
H^+	0,35	0,25	0,32	0,43	0,55	0,09	0,21
Na^+	4,0	4,6	5,4	4,6	5,4	0,62	1,35
K^+	2,2	13,6	18,6	2,5	2,9	0,34	0,73
Ca^{2+}	3,7	5,9	8,2	4,3	5,0	0,59	1,30
Mg^{2+}	0,7	1,1	1,5	0,8	0,9	0,11	0,24
NH_4^+-N	4,9	3,5	3,5	5,4	6,4	0,64	1,61
NO_3^--N	4,6	5,3	6,6	5,5	6,9	0,90	2,34
N_{ges}^b	9,5	8,8	10,1	10,9	13,3	1,54	3,95
SO_4^{2--S}	6,5	7,9	10,2	7,8	9,8	1,27	3,28
Cl^-	8,8	9,2	10,0	9,3	10,1	0,44	1,24
Al_{ges}	0,17	0,25	0,30	0,21	0,24	0,04	0,06
Mn_{ges}	0,06	0,41	0,53	0,07	0,08	0,01	0,02
Fe_{ges}	0,11	0,14	0,22	0,12	0,16	0,02	0,06
<i>Wasserfluß [mm]</i>	<i>1886</i>	<i>1549</i>	<i>1477</i>				

^a Kronendachdifferenzmodell nach BRAHMER (1990)

^b $N_{ges} = NH_4^+-N + NO_3^--N$

Bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Einträge mit dem Bestandesniederschlag (Abb. 5.3) zeigen sich im Untersuchungszeitraum v.a. für SO_4^{2-} -S rückläufige Tendenzen. Durch zeitreihenanalytische Untersuchungen konnte der jährliche Eintragsrückgang im Bestandesniederschlag für das Kontrollgebiet S1 im Zeitraum der hydrologischen Jahre 1988 - 1997 auf ca. $0,28 \text{ kg ha}^{-1}$ bestimmt werden (ARMBRUSTER, 1998). Für N_{ges} zeigt sich im hier betrachteten Untersuchungszeitraum andeutungsweise ebenfalls die Tendenz eines rückläufigen Bestandeseintrages. Zeitreihenanalytisch konnte allerdings für das Kontrollgebiet S1 im Zeitraum der hydrologischen Jahre 1988 - 1995 keine signifikante Änderung im N-Eintrag nachgewiesen werden (ARMBRUSTER, 1998). Neben SO_4^{2-} -S sind im Zeitraum HJ90 - HJ98 auch Eintragsrückgänge der Elemente Ca^{2+} und Mg^{2+} zu erkennen. Exemplarisch ist in Abb. 5.3 der zeitliche Verlauf des Ca^{2+} -Bestandeseintrages dargestellt. Im Zeitraum HJ88 - HJ95 beträgt der durch Zeitreihenanalysen bestimmte Eintragsrückgang im Kontrollgebiet S1 für das Element Ca^{2+} ca. $0,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ARMBRUSTER, 1998). Aufgrund der höheren Eintragungssituation in S4 dürften die Eintragsrückgänge hier im betrachteten Zeitraum allerdings höher liegen.

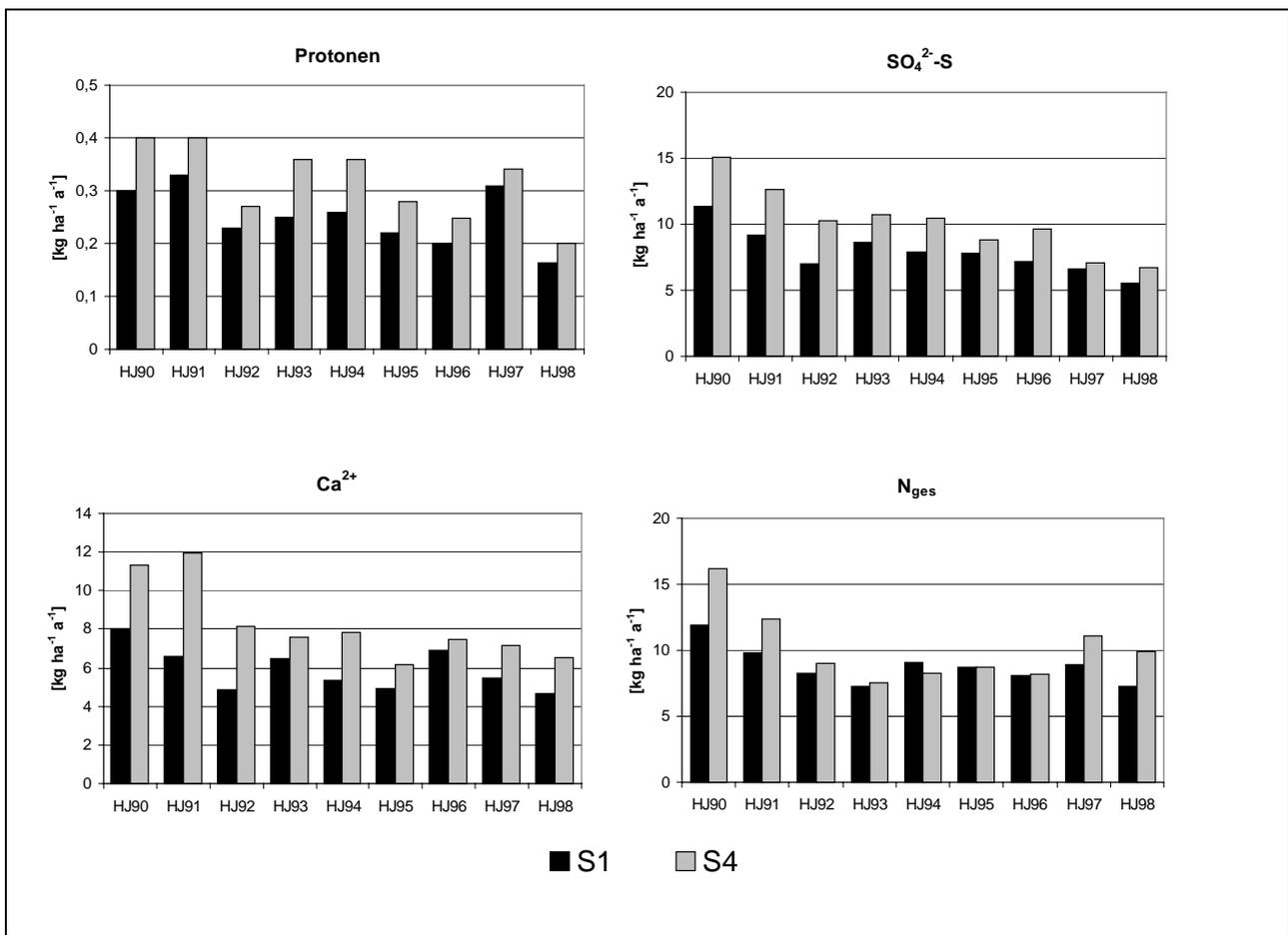


Abb. 5.3: Zeitliche Entwicklung der Stoffeinträge ausgewählter Elemente mit dem Bestandesniederschlag für die Gebiete S1 und S4.

5.1.2.2 Auswirkungen der Kalkung auf das Bodensickerwasser und Umsetzungen im Boden

Langfristige Entwicklung

Die Untersuchungen zur langfristigen Entwicklung der Sickerwasserkonzentration nach experimenteller Kalkung erfolgten bis zum Ende des hydrologischen Jahres 1996. Im Herbst 1996 wurden dann im Quellmoorbereich der Einzugsgebiete neue Sickerwassermeßstellen zur Untersuchung des Einflusses hydromorpher Bereiche auf die Sickerwasserkonzentration eingerichtet. Der Betrieb der langfristig betriebenen Sickerwassermeßstellen wurde aus technischen Gründen (u.a. Kerzenausfall) zu diesem Termin eingestellt.

Für die Betrachtung der **langfristigen Entwicklung** der Sickerwasserkonzentrationen ist zu berücksichtigen, daß vor der experimentellen Kalkung im Okt. 1990 kein Vorlaufjahr als Vergleich zur Verfügung steht. Aufgrund der Konzentrationen im Bachwasser (Abb. 5.4 und 5.5) und der Höhe der Gebietsausträge (vgl. Kap. 5.1.2.3) sind im Vorlaufjahr zwischen den Gebieten vor allem Unterschiede im pH-Wert, der Säureneutralisationskapazität, der Al- und NO_3^- -Konzentration vorhanden. Zur besseren Beurteilung der Konzentrationsverläufe im Sickerwasser ist in Abb. 5.4 und Abb. 5.5 zusätzlich zur Sickerwasserkonzentration der Konzentrationsverlauf des Bachwassers, von dem auch im Vorlaufjahr Messungen vorliegen, dargestellt. Tab. 5.4 stellt vergleichend die Sickerwasserkonzentrationen der beiden Gebiete als Jahresmittelwerte gegenüber.

Nach Ausbringung des dolomitischen Kalkes im Oktober 1990 sind danach deutliche Auswirkungen auf den Konzentrationsverlauf im Sickerwasser zu erkennen (Abb. 5.4 und Abb. 5.5). Durch den ausgeprägten Makroporenfluß am Standort Schluchsee (vgl. ZIMMERMANN, 1995) zeigen die als Tracer zugegebenen Elemente Na^+ und Cl^- einen sofortigen Anstieg in allen Meßebenen. Die scharfe Durchbruchskurve des „idealen“ Tracers Cl^- zeigt, daß ein Teil „jungen“ Wassers den Vorfluter über Makroporenfluß sofort erreicht. Demgegenüber zeigt Na^+ eine ausgeprägte Rezessionskurve im Sickerwasser und keine Durchbruchskurve zum Bachwasser. Drei Jahre nach Kalkausbringung sind bei Na^+ und Cl^- keine Konzentrationsunterschiede mehr vorhanden.

Der pH-Wert im Sickerwasser der Auflage ist im Jahr nach der Kalkung im Vergleich zur Kontrolle etwa 0,5 pH-Einheiten höher (Tab. 5.4; Abb. 5.4 C) und liegt auch in den Folgejahren über den Werten der Kontrollfläche. Im fünften und sechsten Jahr nach der Behandlung sind die pH-Werte des Sickerwassers der Auflage in beiden Flächen nahezu identisch. In 30 cm Mineralbodentiefe ist dagegen ein kontinuierlicher Anstieg des pH-Werts im Laufe der acht Jahre erkennbar. Während sich die pH-Werte im Sickerwasser in dieser Tiefe direkt nach der Kalkung nicht unterscheiden, liegt der Mittelwert der behandelten Fläche S4 im sechsten Jahr nach der

Kalkung ca. 0,5 pH-Einheiten über der Kontrolle. Sowohl in 80 cm Bodentiefe als auch für das Bachwasser ist im Verlauf der Jahre nach der Kalkung eine kontinuierliche Annäherung der ursprünglich tieferen Werte der Fläche S4 an die Werte der Kontrollfläche zu beobachten.

Direkt nach der Kalkung zeigen die Al-Konzentrationen in allen Bodentiefen einen scharfen, kurzen Konzentrationspeak und sind vor allem in den beiden Mineralbodentiefen in den ersten beiden Jahren nach der Behandlung im Vergleich zur Kontrolle erhöht (Abb. 5.4 D). Dies gilt sowohl für die Al_{ges} - und Al^{3+} -Konzentrationen (vgl. Tab. 5.4). Im weiteren zeitlichen Verlauf ist vor allem in 80 cm Mineralbodentiefe ein deutlicher Rückgang der Al-Konzentrationen zu beobachten. Sechs Jahre nach dolomitischer Kalkung liegen die Al_{ges} - und Al^{3+} -Konzentrationen in 80 cm Bodentiefe unter den Werten der Kontrollfläche (Tab. 5.4).

Calcium und Mg^{2+} zeigen in allen Bodentiefen die gleiche initiale Reaktion (Abb. 5.5). Der weitere zeitliche Verlauf der Konzentrationen unterscheidet sich jedoch deutlich. Während die Ca^{2+} -Konzentrationen drei Jahre nach der Behandlung in allen Bodentiefen etwa wieder den Werten der Kontrollfläche entsprechen, liegen die Mg^{2+} -Konzentrationen deutlich über den Werten der Kontrollfläche. In 30 und 80 cm Mineralbodentiefe sind ab dem 4. Jahr nach der Behandlung sogar noch leicht ansteigende Konzentrationen erkennbar.

An den NO_3^- -Konzentrationen im Bodensickerwasser (Abb. 5.5 C) wird der starke Anstieg der Nitrifikation in den ersten Monaten nach der Ausbringung deutlich. Die Konzentrationswerte lagen in allen Bodentiefen in den ersten drei Jahren nach der Ausbringung deutlich über denen der Kontrollfläche. Seit 1994 sind die NO_3^- -Konzentrationen nur noch an wenigen Terminen erhöht, in 30 cm Mineralbodentiefe liegen sie jedoch weiterhin über den Werten der Kontrollfläche.

In Abb. 5.5 D ist als Summenparameter die Säureneutralisationskapazität (ANC-Wert) dargestellt. Direkt nach Ausbringung liegt der ANC-Wert bedingt durch hohe Al^{3+} -Konzentrationen deutlich unter den Werten der Kontrollfläche. Im weiteren zeitlichen Verlauf ist vor allem in 30 cm Mineralbodentiefe eine Zunahme als Folge steigender pH-Werte und abnehmender Al^{3+} -Konzentrationen erkennbar. Die Pufferkapazität zeigt auch sechs Jahre nach Kalkausbringung im Mineralboden noch steigende Tendenzen und unterstreicht die langanhaltende Wirkung der dolomitischen Kalkung auf den Sickerwasserchemismus.

Tab. 5.4: Konzentrationsmittelwerte und BC/Al³⁺-Verhältnis der Bodensickerwässer von Kontrollgebiet S1 und behandeltem Gebiet S4 im Jahr vor der Behandlung und in den Folgejahren der Behandlung (Werte in $\mu\text{mol c l}^{-1}$; Al_{ges}, Mn_{ges} und Fe_{ges} in $\mu\text{g l}^{-1}$; Si und DOC in mg l^{-1} , BC/Al³⁺ in mol mol^{-1}).

	<i>Ausbringung</i>						1.11.91-31.10.92						1.11.92-31.10.93					
	1.11.90-31.10.91						1.11.91-31.10.92						1.11.92-31.10.93					
	Auflage		30 cm		80 cm		Auflage		30 cm		80 cm		Auflage		30 cm		80 cm	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
pH-Wert	3,82	4,31	4,19	4,33	4,82	4,74	3,97	4,19	4,20	4,38	4,77	4,51	4,01	4,29	4,24	4,43	4,80	4,66
H ⁺	153	49	64	47	15	18	107	64	63	42	17	31	98	51	57	37	16	22
NH ₄ +N	13	76	2	1	7	1	6	10	2	1	4	1	14	5	3	1	3	2
Na ⁺	23	129	27	111	33	96	22	17	25	28	36	68	27	15	23	25	30	38
K ⁺	18	47	5	12	13	10	12	24	4	7	11	8	20	9	5	6	9	8
Ca ²⁺	63	110	14	57	26	35	54	125	13	35	25	30	35	95	11	27	17	20
Mg ²⁺	14	64	8	32	12	24	11	147	8	27	13	28	9	116	6	33	10	22
Al ³⁺	4	16	76	186	96	162	14	4	65	105	93	158	5	3	45	92	72	88
NO ₃ ⁻ -N	8	55	5	68	21	51	7	65	5	35	34	76	4	25	6	58	26	26
SO ₄ ²⁻ -S	93	114	81	132	88	104	68	80	66	78	85	108	66	56	65	88	74	104
Cl ⁻	26	151	16	122	23	119	25	19	18	27	21	64	20	21	18	21	18	26
HCO ₃ ⁻	0	22	2	5	20	21	6	4	3	8	20	13	1	19	3	15	22	23
Al _{ges}	252	528	1210	2331	1049	1653	317	545	1258	1613	1075	1675	220	386	965	1366	907	1111
Mn _{ges}	45	42	21	75	33	54	34	45	17	32	30	27	17	24	13	21	25	23
Fe _{ges}	151	364	210	188	5	29	124	307	273	151	8	12	121	222	224	77	7	12
Si	0,8	3,0	2,2	4,1	2,2	2,6	0,9	4,6	2,4	3,8	2,3	2,9	1,1	2,5	2,2	3,6	2,4	2,9
DOC	38,6	42,6	12,4	13,3	3,4	3,9	32,8	40,8	15,4	11,0	4,0	3,7	39,2	35,3	13,9	8,3	3,6	3,7
BC/Al ³⁺	74,2	217,0	0,7	0,9	1,0	0,9	41,7	336,0	0,7	1,2	1,1	0,7	41,9	214,3	1,0	4,2	1,0	1,1
	1.11.93-31.10.94						1.11.94-31.10.95						1.11.95-31.10.96					
	Auflage		30 cm		80 cm		Auflage		30 cm		80 cm		Auflage		30 cm		80 cm	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
	pH-Wert	4,05	4,33	4,17	4,47	4,70	4,64	3,90	4,04	4,04	4,42	4,60	4,62	3,92	3,87	4,22	4,70	4,80
H ⁺	90	47	67	34	20	23	125	91	92	38	25	24	119	136	60	20	16	15
NH ₄ +N	12	3	3	3	2	2	4	3	2	2	2	2	6	7	1	5	1	3
Na ⁺	22	16	23	19	29	26	16	17	24	21	27	24	21	22	26	27	34	29
K ⁺	16	3	4	2	22	6	9	6	4	4	15	5	20	12	8	3	14	5
Ca ²⁺	25	67	7	12	29	12	24	59	7	17	22	13	38	114	6	18	24	11
Mg ²⁺	7	116	5	22	12	20	6	81	4	41	8	22	10	86	5	58	9	24
Al ³⁺	3	5	39	61	95	90	2	4	25	34	58	57	5	1	35	55	79	51
NO ₃ ⁻ -N	10	8	4	19	18	13	3	8	4	25	20	19	4	45	8	33	38	23
SO ₄ ²⁻ -S	47	47	52	66	106	94	28	57	44	48	70	71	51	82	64	62	77	66
Cl ⁻	21	17	13	14	25	18	14	14	12	17	17	17	21	20	17	15	17	17
HCO ₃ ⁻	0	6	0	4	13	7	2	4	2	14	13	10	0	0	2	26	24	24
Al _{ges}	183	370	971	790	1126	1026	176	332	948	1004	886	843	301	431	982	1104	1021	747
Mn _{ges}	12	16	10	6	37	17	14	7	8	9	23	14	20	24	12	9	28	15
Fe _{ges}	82	192	276	44	10	10	93	204	296	143	8	9	155	213	270	86	11	8
Si	0,7	1,8	2,1	2,6	2,1	2,3	0,8	1,4	2,3	2,8	2,1	2,2	1,2	3,3	3,2	3,4	2,6	2,6
DOC	31,7	32,4	18,4	4,7	4,1	3,2	31,8	58,8	18,4	13,8	3,6	3,4	52,7	55,8	16,3	9,6	3,3	3,2
BC/Al ³⁺	51,1	119,5	0,9	1,0	1,3	0,7	54,7	155,0	6,4	5,2	1,9	1,4	82,0	335,2	5,1	10,7	1,2	6,2

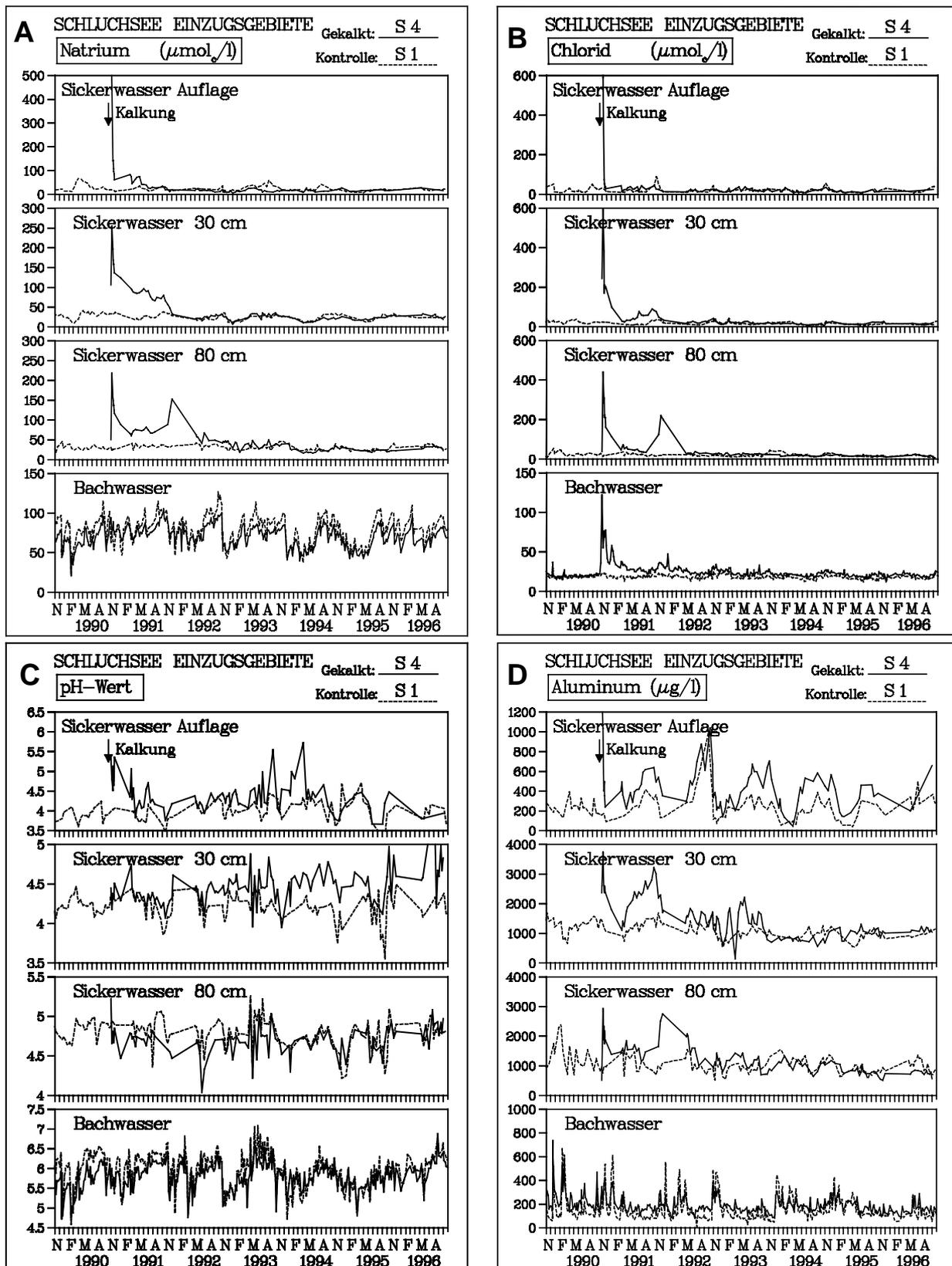


Abb. 5.4: Konzentrationsverläufe von Na^+ (A) und Cl^- (B) sowie pH-Wert (C) und Al_{ges} (D) im Boden und Bachwasser von Kontrollgebiet S1 und im Okt. 1990 mit dolomitischem Kalk behandelten Gebiet S4.

Die BC/Al^{3+} -Verhältnisse (Tab. 5.4) unterscheiden sich trotz hoher Al^{3+} -Konzentrationen im ersten Jahr nach der Behandlung nicht von den Kontrollwerten. Hohe Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentrationen führen im Sickerwasser der Auflage sogar zu deutlich gegenüber der Kontrolle erhöhten Werten. Im weiteren Verlauf liegen die Verhältnisse in 30 cm Tiefe durch die hohen Mg^{2+} -Konzentrationen über den Werten der Kontrolle.

5.1.2.3 Rolle bachnaher, vernäßer Bereiche für die N- und S-Dynamik

Sickerwasserdynamik im Freiland

Bei den langjährigen Analysen des Sickerwassers (siehe oben) in den flächenmäßig dominierenden stauwasserfreien („terrestrischen“) Böden zeigten sich erhöhte NO_3^- -Austräge, die mit Überschuß-Mineralisation in den von der Fichte kaum durchwurzelten humosen Unterböden erklärbar sind („räumliche Entkopplung“ der Nährstoffkreisläufe: vgl. FEGGER, 1993). Im Bachwasser liegen die NO_3^- -Konzentrationen aber unter den Werten der Sickerwässer der Unterböden (ARMBRUSTER, 1998). Nach Kalkung des unmittelbar benachbarten Einzugsgebietes S4 stiegen die Nitrat-Konzentrationen im Bodensickerwasser als Folge stimulierter mikrobieller Umsetzungen der organischen Substanz deutlich an, während sie im Bachwasser aber unverändert blieben (vgl. oben). Als Ursache für dieses Reaktionsmuster wurde Denitrifikation in den vernäßen Bereichen des Einzugsgebiets vermutet, wobei bislang aber sowohl der Nachweis als auch eine Quantifizierung dieses Prozesses fehlte. Außerdem war unklar, inwieweit die vermuteten reduktiven Umsetzungen in bachnahen Bereichen auch weitere hydrochemische Parameter – in erster Linie pH-Wert und Säureneutralisationskapazität (ANC) - beeinflussen.

Zur Klärung der ablaufenden Prozesse wurden im Herbst 1996 im Quellbereich der beiden Einzugsgebiete neue Sickerwassermeßstellen eingerichtet. Tab. 5.5 zeigt die mittleren Sickerwasserkonzentrationen dieser Meßstellen für den Untersuchungszeitraum 1996 – 1998. Die Wässer aus dem terrestrischen Bereich (Podsol „Mineralboden“ in Tab. 5.5) weisen einen sauren Charakter auf, wobei auf der Anionenseite NO_3^- klar dominiert. Dabei ist mit zunehmender Entnahmetiefe eine steigende NO_3^- - und SO_4^{2-} -Konzentration der Sickerwässer erkennbar, während sich die Konzentrationen der überwiegend durch Verwitterung freigesetzten Ionen in 80 cm Tiefe nur geringfügig erhöhen. Die Zunahme der NO_3^- - und SO_4^{2-} -Flüsse im tieferen Mineralboden des ARINUS-Standortes Schluchsee wurde bereits früher als langfristige „Nachwirkung“ der Umwandlung des ursprünglichen Bergmischwaldes mit den tiefwurzelnden Baumarten Buche und Tanne in flachwurzelnde Fichtenreinbestände erklärt (FEGGER, 1993; vgl. auch KREUTZER et al., 1986). Die insgesamt deutlich elektrolytärmeren Sickerwässer aus dem Moorgleybereich sind dagegen durch vergleichsweise geringe NO_3^- -Konzentrationen und annähernd neutrale pH-Werte gekennzeichnet. Auch im achten Jahr nach Kalkausbringung sind die Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Konzentrationen in S4 im Vergleich zur Kontrolle S1 im Mineralboden deutlich erhöht.

Tab. 5.5: Charakterisierung der Sickerwässer der neu eingerichteten Meßstellen. Konzentrationsmittelwerte (\bar{x}) sowie Minimum (*Min.*), Maximum (*Max.*) und Standardabweichung (σ) für den Zeitraum 10/96 – 11/98.

1.10.96 - 2.11.98	S1 30 cm Mineralboden n = 56				S1 80 cm Mineralboden n = 58				S1 „Moor“ 80 cm Tiefe n = 46			
	\bar{x}	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	σ	\bar{x}	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	σ	\bar{x}	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	σ
pH	4,13	3,85	4,49		4,43	4,03	4,87		5,86	5,38	6,52	
H ⁺ $\mu\text{mol l}^{-1}$	78	32	141	23	40	13	93	16	2	0,3	4	1
NH ₄ ⁺ "	3	0	10	2	3	0	14	2	1	0	5	1
Na ⁺ "	37	24	51	7	39	26	59	7	71	57	101	8
K ⁺ "	30	17	47	8	29	17	45	4	15	12	20	1
Ca ²⁺ "	12	4	46	10	25	7	108	20	31	6	46	9
Mg ²⁺ "	9	5	30	5	11	6	36	5	9	5	14	2
Al ³⁺ "	104	41	218	39	212	122	377	67	11	0	32	6
Σ Kationen	273				359				140			
Cl ⁻ $\mu\text{mol l}^{-1}$	27	13	50	8	29	15	57	8	21	17	45	5
NO ₃ ⁻ "	94	21	219	49	217	105	376	76	18	1	46	13
SO ₄ ²⁻ "	53	34	97	15	67	40	111	17	58	20	89	15
HCO ₃ ⁻ "	1	0	10	2	9	0	43	8	24	0	90	20
Σ Anionen	174				322				121			
Kat. – An.	98				36				19			
Al _{ges} $\mu\text{g l}^{-1}$	1860	1118	2707	393	2279	1390	3742	632	147	61	327	56
Fe _{ges} "	378	45	511	75	44	30	72	8	40	3	552	96
Mn _{ges} "	17	5	36	8	38	12	128	20	22	10	104	20
SI mg l^{-1}	4,1	1,3	6,2	1,1	3,8	2,2	6,7	0,6	4,0	2,9	5,9	0,5
DOC "	16,0	10,3	24,6	3,1	4,7	4,1	5,8	0,4	1,0	0,4	2,0	0,3
1.10.96 - 2.11.98	S4 30 cm Mineralboden n = 32				S4 60 cm Mineralboden n = 43				S4 „Moor“ 80 cm Tiefe n = 54			
	\bar{x}	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	σ	\bar{x}	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	σ	\bar{x}	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	σ
pH	5,14	4,72	6,00		5,13	4,44	6,39		5,83	5,42	6,32	
H ⁺ $\mu\text{mol l}^{-1}$	9	1	19	4	11	0,4	36	8	2	0,5	4	1
NH ₄ ⁺ "	4	0	11	3	1	0	9	2	3	0	19	3
Na ⁺ "	37	23	52	7	55	35	69	8	81	67	105	6
K ⁺ "	18	11	44	7	17	12	26	4	18	16	19	1
Ca ²⁺ "	141	18	323	79	133	67	324	56	59	10	68	9
Mg ²⁺ "	157	8	306	72	121	55	223	57	16	14	18	1
Al ³⁺ "	25	0	51	14	42	3	105	30	7	0	16	4
Σ Kationen	392				380				187			
Cl ⁻ $\mu\text{mol l}^{-1}$	34	19	53	10	37	22	69	10	22	17	31	3
NO ₃ ⁻ "	148	43	453	111	185	45	464	118	35	30	44	3
SO ₄ ²⁻ "	98	41	202	35	103	73	156	23	73	67	86	3
HCO ₃ ⁻ "	24	0	87	18	13	0	69	13	40	15	60	10
Σ Anionen	304				337				170			
Kat. – An.	88				43				16			
Al _{ges} $\mu\text{g l}^{-1}$	823	347	1066	163	567	155	1176	278	85	22	196	38
Fe _{ges} "	252	47	353	55	44	20	100	17	4	0	44	6
Mn _{ges} "	24	12	43	8	36	15	152	28	11	7	23	3
SI mg l^{-1}	3,8	2,3	5,6	0,9	3,5	2,6	4,7	0,4	4,5	3,3	5,6	0,4
DOC "	14,5	3,2	18,2	2,8	3,7	2,7	9,6	1,1	0,8	0,3	3,2	0,5

Anhand der Differenzen zwischen den Konzentrationen in den Sickerwässern aus den terrestrischen Böden und dem Quellmoor kann der NO_3^- -Verlust auf der Transportstrecke verdeutlicht werden. Die NO_3^- -Umsetzung wurde dabei aus der Differenz der NO_3^- -Konzentrationen in 80 cm Tiefe und im Quellmoor unter Berücksichtigung der $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse bestimmt. In Abb. 5.6 ist erkennbar, daß im Jahresverlauf immer dann, wenn das $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnis im Moorsickerwasser besonders stark vom $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnis des aus dem Oberhang eindringenden Sickerwassers abweicht, die NO_3^- -Umsetzung höher ist.

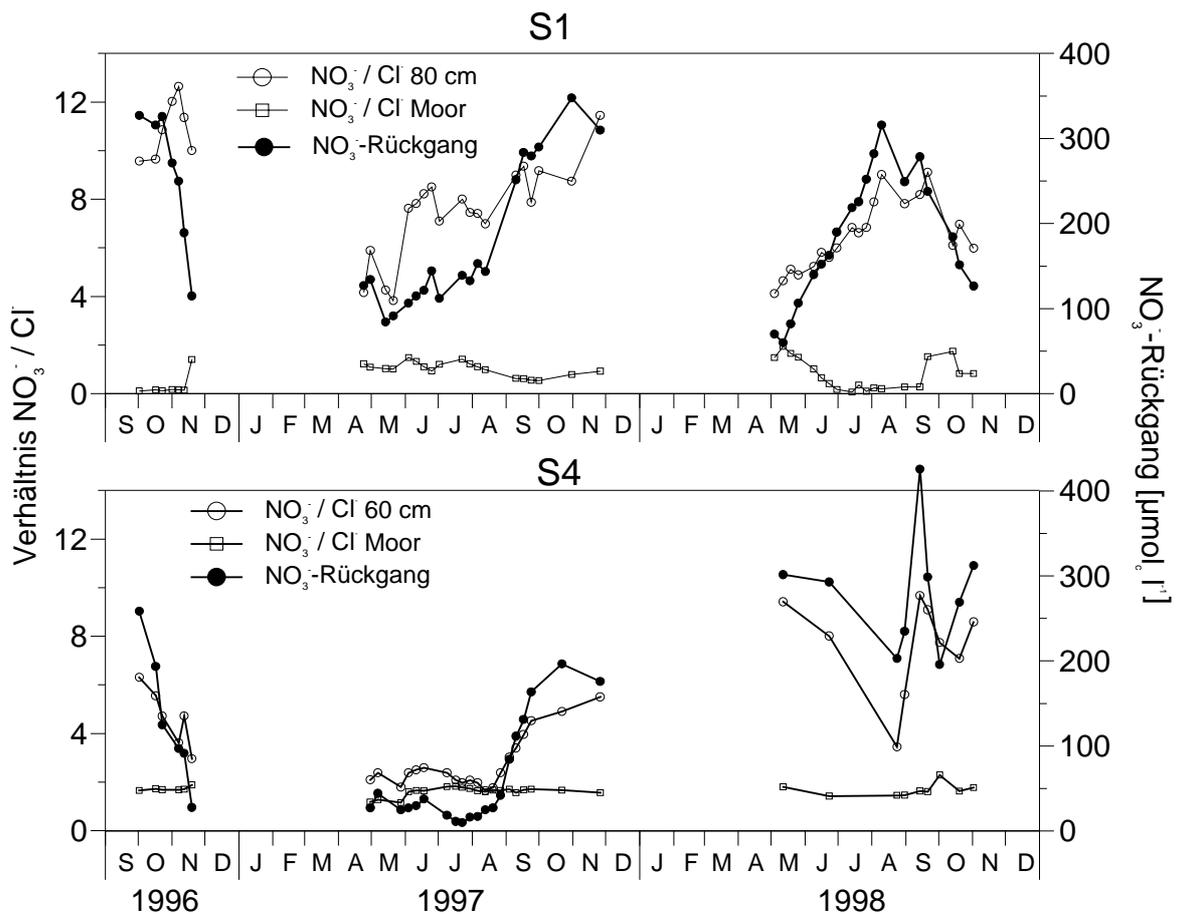


Abb. 5.6: Jahresgang der $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse der Sickerwässer aus Mineralböden (80 cm Tiefe) und Quellmoor sowie Jahresgang des NO_3^- -Rückgangs (berechnet aus der Differenz der Konzentrationen zwischen terrestrischem Bereich und Quellmoor, Erläuterungen im Text).

Im Quellmoorbereich wurde durch begleitende Tensiometermessungen für das Untersuchungsjahr 1997 ganzjährige Wassersättigung bis knapp unterhalb der Geländeoberfläche festgestellt (vgl. Abb. 5.2). Daher dürfte das Redoxpotential dort kaum schwanken, so daß andere Faktoren die Intensität der Redoxprozesse steuern. Im Sommer 1997 gelangt nur vergleichsweise wenig

Sickerwasser als Interflow in den Naßbereich. Außerdem ist die NO_3^- -Konzentration der Bodenlösung wegen Nährstoffaufnahme der Vegetation zu diesem Zeitpunkt ohnehin geringer. Durch das geringe NO_3^- -Angebot ergibt sich somit also von Mai bis Juli 1997 trotz begünstigender höherer Temperaturen eine insgesamt relativ geringe Denitrifikationsintensität. Während die beiden Standorte 1997 gut vergleichbar sind, unterscheidet sich im trockeneren Jahr 1998 das Muster der NO_3^- -Reduktion zwischen den Standorten deutlich. Während sich in S1 bis zum August 1998 eine stetige Zunahme der NO_3^- -Reduktion abzeichnet, nimmt diese in S4 deutlich ab und steigt im September zu einem Spitzenwert an. Grund für dieses unterschiedliche Verhalten dürfte im unterschiedlichen Bodenfeuchterverlauf zu sehen sein. Während im Sommer 1997 die Bodenfeuchte im terrestrischen Bereich an beiden Standorten vergleichbar ist, sind im Sommer 1998 in S4 trockenere Verhältnisse als in S1 vorhanden (vgl. Abb. 5.2). Die Tiefe, ab der Wassersättigung im Quellmoor erreicht ist, liegt in diesem Jahr außerdem deutlich tiefer. Trotz der klimatisch unterschiedlich ausgeprägten Meßjahre zeigt sich für beide Jahre jedoch eine deutliche NO_3^- -Reduktion.

Das im Quellmoorbereich beprobte Sickerwasser hat aufgrund der Anordnung der Probenahmestellen (vgl. Kap. 4.6) nur eine relativ kurze Kontaktzeit mit dem zur Reduktion befähigten organischen Material. Diese kurze Fließstrecke reicht jedoch offenbar aus, um die NO_3^- -Konzentration deutlich zu senken. Somit ist von einem insgesamt beträchtlichen Denitrifikationspotential in der vermoorten Uferzone auszugehen.

Angesichts der morphologischen Situation ist im gesamten Einzugsgebiet mit einem Zustrom NO_3^- -reicher Sickerwässer in die bachbegleitenden Moorgleye zu rechnen. Bei Redoxprozessen in solchen ufernahen Bereichen ist auch die Abhängigkeit von den hydrologischen Randbedingungen zu beachten (vgl. HILL, 1996). Da bei hohen Abflüssen die Kontaktzeit zwischen nitrat-haltigem Wasser und organischem Material kürzer und das Verhältnis von Wasservolumen zu Bachbett bei Hochwasser ungünstiger im Hinblick auf Nitratreduktion ist, kann bei Hochwasserbedingungen sehr viel mehr NO_3^- -reiches Wasser zum Abfluß beitragen, ohne zuvor reduziert zu werden.

Im Gegensatz zu NO_3^- kann die kurzfristige Dynamik von SO_4^{2-} auch von Sorptionsprozessen in den Böden bestimmt sein. Somit ist bei SO_4^{2-} im Vergleich zu NO_3^- ein Reduktionseffekt auch weniger klar erkennbar. Sulfatreduktion erscheint aber insbesondere bei Wassersättigung plausibel (vgl. LINDEMANN, 1997).

Perkolationsversuch im Labor

Methodik und Durchführung des Perkolationsversuches an den im Quellmoorbereich von Einzugsgebiet S1 gewonnenen Bodensäulen sind in Kap. 4.6.4 beschrieben. Tab. 5.6 zeigt die chemische Zusammensetzung der verwendeten Perkolationslösungen, die durch Zugabe von Salzen aus Bachwasser des Einzugsgebietes hergestellt wurden.

Tab. 5.6: Chemische Zusammensetzung der im Perkolationsversuch eingesetzten Lösungen.

Parameter	Bachwasser	Lösung A (Kontrolle)	Lösung B (N- und S- Zugabe)
Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	24	201	704
pH	6,50	6,79	6,82
Na ⁺ [$\mu\text{mol}_c\text{l}^{-1}$]	78	1583	1583
K ⁺ "	26	27	3872
Ca ²⁺ "	55	55	132
Mg ²⁺ "	15	14	18
Cl ⁻ "	24	1539	1549
NO ₃ ⁻ "	34	34	1688
SO ₄ ²⁻ "	73	76	2160
HCO ₃ ⁻ "	47	116	128

In Abb. 5.7 sind die Ionenbilanzen der verwendeten Versuchslösung (Lösung B) und des Säulenperkolats als Mittelwerte vergleichend gegenübergestellt. Besonders auf der Anionenseite ergeben sich nach Säulenperkolation mehr oder weniger starke Veränderungen. Die Konzentration an NO₃⁻ nimmt deutlich, die von SO₄²⁻ weniger deutlich ab. Gleichzeitig kommt es zu einer pH-Erhöhung und einer verstärkten Alkalinisierung des Perkolats, was sich in erhöhten HCO₃⁻-Konzentrationen ausdrückt. Chlorid zeigt als konservatives Anion keine Veränderungen. Auf der Kationenseite kommt es sorptionsbedingt zu Verlusten bei Na⁺ und K⁺, während die Konzentrationen an NH₄⁺, Ca²⁺ und Mg²⁺ deutlich zunehmen. Hierbei dürfte es sich um einen Eintausch der in hohen Mengen zugesetzten Alkalien handeln. Das in beachtlichen Mengen entstandene NH₄⁺ entstammt wahrscheinlich der Ammonifikation von organischem N der Bodensäule. Nitrifikation findet unter den gegebenen Redoxbedingungen offensichtlich nicht statt.

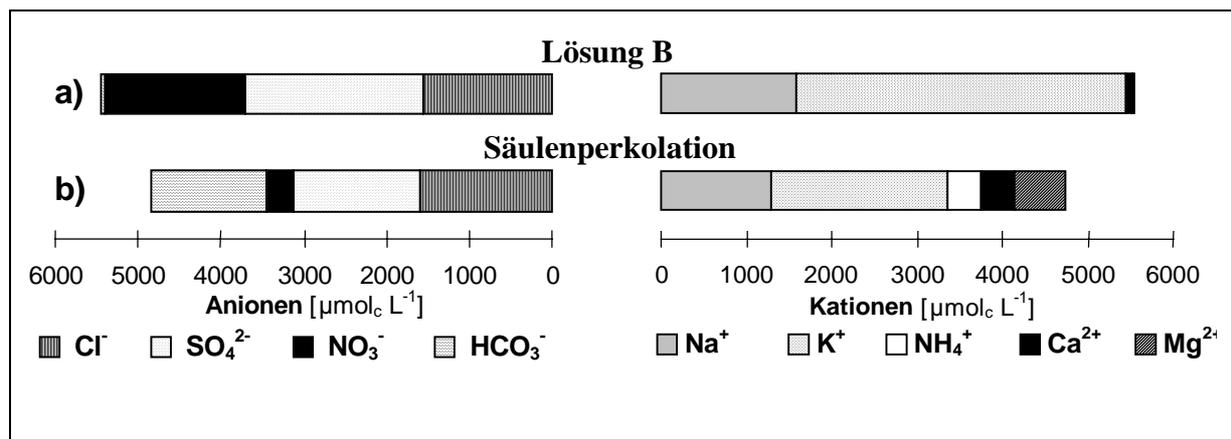


Abb. 5.7: Ionenbilanz von Versuchslösung B (a) und dem entsprechenden Perkolat (b, Mittelwerte von 5 Säulen, Perkolationsversuch bei 17 °C).

Tab. 5.7: Charakterisierung der Perkolate (Lösung B) und Festphase der einzelnen Bodensäulen sowie prozentuales Ausmaß des Nitrat- und Sulfat-Rückgangs bei 5 bzw. 17 °C.

Säule	Temp.	Nr.	NO_3^- -Reduktion [%]	SO_4^{2-} -Reduktion [%]	pH	NH_4^+ [$\mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$]	HCO_3^- [$\mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$]	Sickerrate [mL d^{-1}]	C-Gehalt [Gew.% Tr.S.]
5 °C		1	77,2	0	7,92	291	2002	29,4	11,3
		2	73,1	31	7,88	298	1868	29,4	9,8
		3	96,8	10	7,90	146	1890	35,3	11,8
		4	21,5	-1	6,96	137	297	100,0	4,8
		5	79,7	62	8,12	1148	2637	13,2	4,7
17 °C		1	89,4	-1	7,83	599	889	50,0	s.o.
		2	76,7	62	8,05	238	1083	36,8	
		3	99,9	25	8,10	229	1399	42,6	
		4	67,3	-13	7,65	130	545	88,2	
		5	99,5	94	8,47	720	3042	17,5	

Die Ergebnisse der Einzelsäulen (Tab. 5.7) lassen eine weitere Differenzierung der vermuteten Prozesse zu. Demzufolge hängt die Intensität der NO_3^- -Reduktion (berechnet aus dem Verhältnis der Konzentrationen in Input- und Outputlösung) in hohem Maße von der Perkolationsgeschwindigkeit ab. Außerdem wirken lange Kontaktzeiten zwischen Substrat und Lösung begünstigend. Der C-Gehalt des Bodenmaterials hat dagegen kaum Einfluß auf die Intensität des NO_3^- -Umsatzes. Offenbar ist in allen Säulen ausreichend zur Reduktion befähigtes Material vor-

handen, so daß ein zusätzliches Angebot an organischen Material die NO_3^- -Reduktion nicht mehr zu steigern vermag. Durch die reduktionsbedingte Alkalinisierung des Perkolats sind in denjenigen Säulen, in denen die größten NO_3^- -Umsetzungen zu beobachten waren, auch die pH-Werte und HCO_3^- -Konzentrationen am stärksten erhöht. Ein Zusammenhang zwischen Intensität der Redoxprozesse und der NH_4^+ -Konzentration, wie er für eine dissimilatorische NO_3^- -Reduktion zu NH_4^+ zu erwarten wäre, konnte nicht beobachtet werden.

Bei sonst gleichen Bedingungen laufen die Reduktionsprozesse bei erhöhten Temperaturen intensiver ab. In allen Säulen konnte bei 17 °C im Vergleich zum Durchlauf bei 5 °C ein stärkerer Rückgang der NO_3^- -Konzentrationen beobachtet werden. Die Temperaturabhängigkeit ist bei geringer Kontaktzeit zwischen Substrat und Lösung somit besonders stark ausgeprägt.

Bei SO_4^{2-} ergibt die Betrachtung der einzelnen Säulen ein sehr uneinheitliches Bild, so daß eine reduktive Umsetzung nur schwer nachweisbar ist. In einigen Säulen war das Redoxpotential offenbar sogar hoch genug, um SO_4^{2-} durch Mineralisierung zu bilden (negative Werte in Tab. 5.7). Aufgrund der in den Säulen vorherrschenden Bedingungen (hohe pH-Werte, geringe Fe-Gehalte) erscheint eine Adsorption von SO_4^{2-} zwar nicht sehr wahrscheinlich, trotzdem bleibt unklar, ob der in den meisten Säulen beobachtete Rückgang der SO_4^{2-} -Konzentrationen vollständig reduktionsbedingt ist.

Somit bestätigen die Ergebnisse des Perkolationsexperimentes im Labor im wesentlichen die aus der Beprobung von Sickerwässern im Gelände abgeleiteten Erklärungsansätze (vgl. Abb. 5.6). Allerdings dürften die Kontaktzeiten zwischen NO_3^- -haltigen Wasser und dem zur Reduktion befähigten organischen Material unter natürlichen Bedingungen wesentlich kürzer sein als im Säulenversuch, wo vertikale Fließwege durch z.T. schwer durchlässiges Material erzwungen werden. So zeigt der Säulenversuch insbesondere bei geringen Temperaturen möglicherweise eine Denitrifikationsintensität, die am natürlichen Standort wohl kaum erreicht wird. Außerdem läßt es die ausgeprägte Variabilität in der Zusammensetzung der Bodenfestphase nicht sinnvoll erscheinen, vom Laborversuch auf tatsächliche Denitrifikationsraten zu schließen. Daneben gilt zu beachten, daß der NO_3^- -Eintrag über die Versuchslösung höher war als im Gelände beobachtet. Trotzdem zeigen die Ergebnisse des Perkolationsexperimentes, bei dem auf einer Fläche von nur etwa 30 cm² innerhalb eines Monats bis zu 200 mg NO_3^- umgesetzt worden sind, daß das Denitrifikationspotenzial in der dauervernässten und vermoorten Uferzone außerordentlich hoch ist.

5.1.2.4 Auswirkungen der Kalkung auf die Gebietsausträge

In Tab. 5.8 sind die Gebietsbilanzen des Kontroll- und des gekalkten Gebietes dargestellt. Die Auswirkungen auf die Gebietsausträge sind im Vergleich zur Behandlung eines Vergleichsgebietes (S2) mit leichtlöslichem Kieserit ($MgSO_4$; vgl. ARMBRUSTER, 1998) relativ gering.

Am deutlichsten läßt sich ein Einfluß der Kalkung auf die Mg^{2+} -Austräge nachweisen. Im Vergleich zum Vorlaufjahr sind diese im Jahr nach der Behandlung um das 2,5-fache erhöht. Im zeitlichen Verlauf ist bis zum Jahr 1995 eine kontinuierliche Zunahme der Mehrausträge erkennbar (Abb. 5.8). Für Ca^{2+} ist nur im ersten Jahr nach der Behandlung ein leichter Mehraustrag im gekalkten Gebiet vorhanden. Der HCO_3^- -Austrag nimmt leicht zu, der Al_{ges} -Austrag leicht ab (Tab. 5.8).

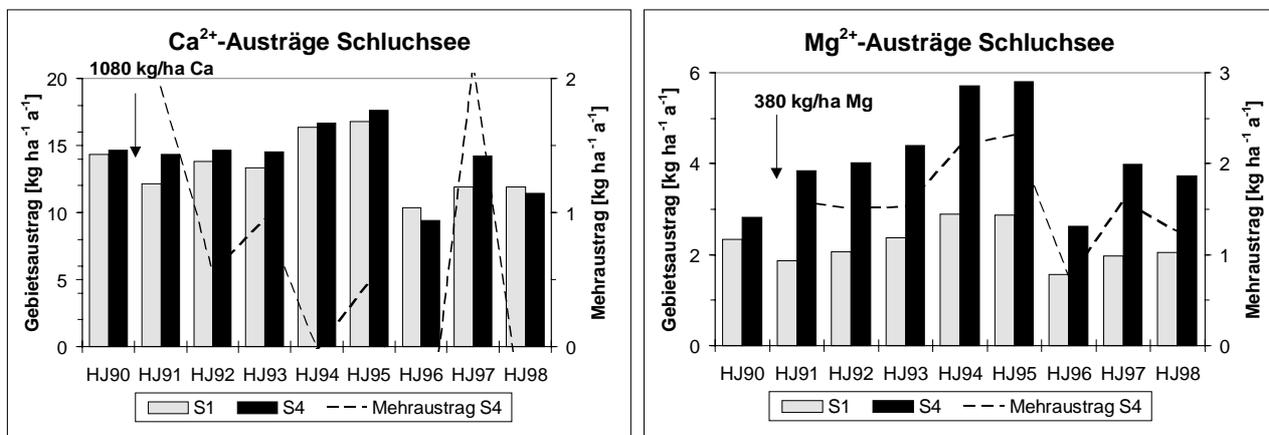


Abb. 5.8: Gebietsausträge und berechnete Mehrausträge an Ca^{2+} und Mg^{2+} [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$] von Kontrollgebiet S1 und behandeltem Gebiet S4.

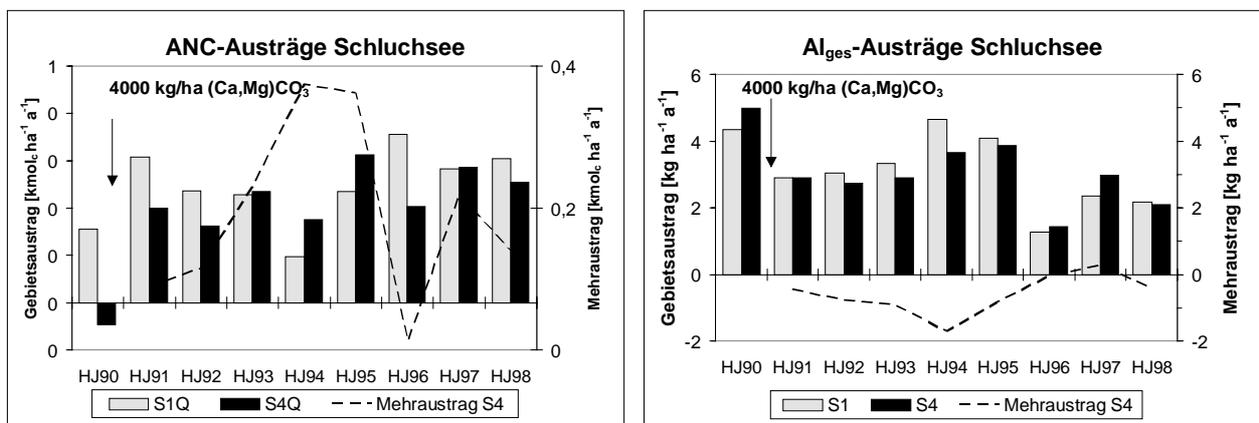


Abb. 5.9: Gebietsausträge und berechnete Mehrausträge an ANC (Säureneutralisationskapazität) und Al_{ges} [$kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$] von Kontrollgebiet S1 und behandeltem Gebiet S4.

Tab. 5.8: Gebietsausträge [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$], Wassermengen [mm] und ANC-Werte [$\mu\text{mol}_c \text{L}^{-1}$ u. $\text{kmol}_c \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] des Kontrollgebietes S1 und des mit dolomitischem Kalk behandelten Gebietes S4 (Ausbringung 10/1990; $4000 \text{ kg ha}^{-1} (\text{Ca}, \text{Mg})\text{CO}_3 + 50 \text{ kg ha}^{-1} \text{NaCl}$).

Element [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	HJ90	HJ91	HJ92	HJ93	HJ94	HJ95	HJ96	HJ97	HJ98
Ausbringung									
Protonen									
Austrag S1	0,10	0,03	0,05	0,05	0,09	0,07	0,01	0,04	0,02
Austrag S4	0,10	0,03	0,05	0,05	0,05	0,06	0,02	0,05	0,02
Na⁺									
Austrag S1	19,7	19,0	19,8	21,2	26,8	26,6	18,1	21,7	22,6
Austrag S4	16,1	19,3	18,3	18,8	22,1	21,9	13,2	18,6	17,2
K⁺									
Austrag S1	7,5	6,5	6,9	7,4	9,0	10,2	6,0	8,3	8,4
Austrag S4	6,5	5,9	6,1	6,2	7,1	9,0	4,6	7,5	6,7
Ca²⁺									
Austrag S1	14,3	12,2	13,8	13,3	16,4	16,8	10,4	11,9	11,9
Austrag S4	14,6	14,4	14,6	14,5	16,7	17,6	9,4	14,3	11,5
Mg²⁺									
Austrag S1	2,3	1,9	2,1	2,4	2,9	2,9	1,6	2,0	2,0
Austrag S4	2,8	3,9	4,0	4,4	5,7	5,8	2,6	4,0	3,7
NH₄⁺-N									
Austrag S1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	<0,1	0,1	0,1
Austrag S4	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
NO₃⁻-N									
Austrag S1	6,8	5,1	6,8	6,0	8,2	8,1	5,3	6,7	8,2
Austrag S4	5,5	4,7	6,7	5,1	6,7	7,7	4,7	6,4	6,4
Gesamt-N									
Austrag S1	6,8	5,1	6,9	6,1	8,4	8,2	5,3	6,8	8,3
Austrag S4	5,5	4,7	6,7	5,2	6,8	7,7	4,7	6,5	6,5
SO₄²⁻-S									
Austrag S1	17,0	13,9	15,1	16,6	23,2	21,8	10,8	13,7	12,8
Austrag S4	19,1	15,9	16,6	18,1	22,9	21,0	10,6	14,8	12,8
Cl⁻									
Austrag S1	9,1	7,8	8,4	9,9	11,9	11,7	6,4	10,9	10,0
Austrag S4	10,4	17,6	12,0	12,1	12,9	13,3	6,4	13,2	10,3
HCO₃⁻									
Austrag S1	24,3	28,9	31,5	31,5	25,1	29,3	31,0	20,4	29,9
Austrag S4	14,5	18,9	23,7	24,9	20,2	27,4	16,3	12,4	13,0
Al_{ges}									
Austrag S1	4,34	2,91	3,04	3,32	4,65	4,08	1,27	2,36	2,17
Austrag S4	4,98	2,90	2,73	2,90	3,65	3,87	1,43	2,98	2,09
Mn_{ges}									
Austrag S1	0,31	0,17	0,19	0,24	0,34	0,29	0,09	0,15	0,16
Austrag S4	0,37	0,19	0,16	0,19	0,23	0,24	0,09	0,15	0,12
Fe_{ges}									
Austrag S1	0,15	0,08	0,09	0,10	0,16	0,14	0,06	0,11	0,12
Austrag S4	0,26	0,13	0,14	0,19	0,25	0,26	0,14	0,22	0,23
DOC									
Austrag S1	17,7	15,3	19,5	21,1	29,6	31,0	14,6	22,5	19,0
Austrag S4	23,7	21,3	25,1	25,6	38,3	38,0	19,2	34,9	24,5
Silicium									
Austrag S1	49,6	44,3	45,7	51,0	61,8	67,9	42,4	52,5	48,2
Austrag S4	40,1	35,7	37,0	41,9	49,5	54,9	31,3	47,0	38,5
Wassermenge [mm]									
Austrag S1	1387	1141	1225	1387	1919	1881	1006	1312	1260
Austrag S4	1377	1130	1145	1303	1724	1743	886	1331	1158
ANC [$\mu\text{mol}_c \text{l}^{-1}$]									
Austrag S1	11,2	27,0	19,3	16,5	5,1	12,5	35,4	21,5	24,2
Austrag S4	-3,4	17,7	14,2	18,0	10,2	17,9	22,9	21,5	22,0
ANC [$\text{kmol}_c \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]									
Austrag S1	0,16	0,31	0,24	0,23	0,10	0,24	0,36	0,28	0,30
Austrag S4	-0,05	0,20	0,16	0,23	0,18	0,31	0,20	0,29	0,25

Das zeigt sich in negativen Al_{ges} -Mehrausträgen (Abb. 5.9) und in einer Zunahme der Säureneutralisationskapazität bei S4 (Tab. 5.8). Die Bilanzierung der absoluten Mehrausträge ist bei der Kalkung insoweit erschwert, als die Veränderungen insgesamt gering sind und so Unsicherheiten bezüglich der Gültigkeit der Austragsverhältnisse des Vorlaufjahres stark ins Gewicht fallen. Dies zeigt sich besonders deutlich, wenn man z.B. das Untersuchungsjahr 1996 mit sehr geringen Winterniederschlägen betrachtet. In Tab. 5.9 sind daher die Mehrausträge für verschiedene Zeiträume angegeben. Trotz dieser Unsicherheiten wird deutlich, daß nur ein minimaler Prozentsatz der ausgebrachten Ca^{2+} - bzw. Mg^{2+} -Menge das Einzugsgebiet verlassen hat. Die Wiederfindungsraten des NaCl-Tracers liegen für den Bilanzierungszeitraum 1991-95 bei ca. 40 % und nehmen im weiteren Verlauf kontinuierlich ab.

Tab. 5.9: Berechnete Mehrausträge ($kg\ ha^{-1}$) und prozentuale Anteile der ausgebrachten Elementmenge für das Gebiet Schluchsee S4 (Dolomitische Kalkung). (verschiedene Bilanzierungszeiträume im Untersuchungszeitraum 1.11.90 - 31.10.98).

Element	Netto-Mehraustrag [$kg\ ha^{-1}$]			Düngermenge [$kg\ ha^{-1}$]	Elementverlust [% Düngermenge]		
	91-98	91-96	91-95		91-98	91-96	91-95
H^+	-0,03	-0,04	-0,05				
Na^+	5,68	6,0	7,6	19,7	28,9	30,6	38,7
K^+	-1,70	-1,25	-0,70				
Ca^{2+}	4,17	2,7	3,9	1080	0,4	0,3	0,4
Mg^{2+}	12,75	9,9	9,1	380	3,4	2,6	2,4
NH_4^+-N	-0,17	-0,08	-0,08				
$NO_3^- -N$	4,68	3,8	3,3				
Ges-N	4,43	3,6	3,2				
$SO_4^{2-} -S$	-11,49	-9,3	-7,7				
Cl^-	10,25	10,6	11,5	30,3	33,8	35,0	37,8
HCO_3^-	21,08	25,6	27,7				
Al_{ges}	-4,77	-4,6	-4,6				
Mn_{ges}	-0,59	-0,49	-0,47				
Fe_{ges}	0,07	0,02	-0,02				
ANC [$kmol_c\ ha^{-1}$]	1,54	1,17	1,19				
Abfluß [mm]	10420	7931	7045				

Für $SO_4^{2-} -S$ berechnet sich ein leichter Austragsrückgang nach der Behandlung. Bei Betrachtung des Konzentrationsverlaufes (Abb. 5.10) und der Jahresausträge wird deutlich, daß sich in den letzten beiden Jahren des Untersuchungszeitraumes die SO_4^{2-} -Konzentrationen und -Austräge von Gebiet S4 dem Kontrollgebiet S1 angleichen, während sie in den übrigen Jahren deutlich über den Werten von S1 liegen. Für $NO_3^- -N$ berechnen sich leichte Mehrausträge für das behandelte Gebiet (Tab. 5.9), die sich vor allem dadurch ergeben, daß im Vorlaufjahr der Gebietsaustrag an $NO_3^- -N$ vom Gebiet S4 $1,3\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ unter dem Wert von S1 liegt. Bei

Betrachtung des Konzentrationsverlaufes (Abb. 5.10) sind keine Veränderungen der NO_3^- -Konzentrationen im Gebietsaustrag zu erkennen, obwohl im Bodensickerwasser eine deutliche Zunahme der NO_3^- -Konzentrationen nach der Kalkung zu beobachten war (vgl. Kap. 5.1.2.2).

Für das Bodensickerwasser stehen keine Probenahmen vor der Kalkausbringung zur Verfügung („Vorlauf“) und die Auswirkungen auf den Bachwasserchemismus sind v.a. für NO_3^- und Al vergleichsweise gering. Daher wurden die Konzentrationsverläufe im Bodensickerwasser und Gebietsaustrag der beiden Gebiete für den Zeitraum nach der Kalkung (11/90 - 10/96) auf zeitliche Trends untersucht (zur Methodik vgl. ARMBRUSTER, 1998).

Tab. 5.10: Vergleich der Trends des pH-Wertes und ausgewählter Konzentrationen im Bodensickerwasser und Bachwasser von Kontrollgebiet (S1) und gekalktem Gebiet (S4) im Zeitraum 11/90 - 10/96 (nach Behandlung). Angegeben ist der jährliche Trend.

1.11.90 - 31.10.96	Sickerwasser 30 cm		Sickerwasser 80 cm		Bachwasser	
	S1	S4	S1	S4	S1	S4
pH-Wert	ns	+0,06 ***	-0,04 **	ns	-0,04 ***	ns
Al^{3+} [$\mu\text{mol}_c \text{l}^{-1}$]	-12,6 ***	-27,3 ***	-6,8 ***	-20,1 ***	ns	-0,3 *
NO_3^- "	Ns	-9,0 ***	- ^a	-8,8 ***	+0,5 *	+1,4 ***
ANC "	+6,3 ***	+20,3 ***	Ns	+12,8 ***	-3,6 ***	-1,1 *
Al_{ges} [$\mu\text{g} \text{l}^{-1}$]	-81,7 ***	-254,4 ***	Ns	-157,9 ***	ns	-5,1 ***

*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; ns nicht signifikant

^a: Modell nicht signifikant

Tab. 5.10 zeigt die Ergebnisse dieser zeitreihenanalytischen Auswertung für ausgewählte Parameter. Während im Kontrollgebiet in 80 cm Bodentiefe und im Gebietsaustrag ein rückläufiger Trend im pH-Wert vorhanden ist, zeigt das gekalkte Gebiet S4 keinen zeitlichen Trend. In 30 cm Bodentiefe ist dagegen im gekalkten Gebiet ein Anstieg des pH-Wertes vorhanden, während das Kontrollgebiet keinen zeitlichen Trend aufweist. Die deutlichsten Unterschiede zeigen sich in den NO_3^- -Trends der beiden Gebiete. Im Bodensickerwasser des gekalkten Gebietes ist im Untersuchungszeitraum ein rückläufiger Trend der NO_3^- -Konzentrationen vorhanden. Dieser Zeittrend erklärt sich durch die direkt nach der Behandlung stark erhöhten NO_3^- -Werte im Bodensickerwasser, die im weiteren Verlauf wieder kontinuierlich abnehmen (vgl. Abb. 5.5 C).

Im Bachwasser des gekalkten Gebietes ist der zeitliche NO_3^- -Anstieg erheblich höher als im Bachwasser des Kontrollgebietes, wo nur eine schwache Zunahme der Konzentrationen im untersuchten Zeitraum erkennbar ist. Die statistische Signifikanz des Anstiegs auf der Kontrollfläche liegt zudem deutlich unter der des behandelten Gebietes. Offensichtlich führt die Behandlung auch im Bachwasser zu einem visuell nur schwer erkennbaren Anstieg der NO_3^- -Kon-

zentrationen, der sich im Vergleich zur Kontrolle auch in einem leichten Mehraustrag des behandelten Gebietes zeigt (vgl. Tab. 5.9). Für die Säureneutralisationskapazität (ANC) sind im gekalkten Gebiet im Bodensickerwasser deutlich höhere Anstiege als auf der Kontrollfläche vorhanden. Im Gebietsaustrag liegt der in beiden Gebieten beobachtete Rückgang des ANC-Wertes im gekalkten Gebiet hingegen deutlich unter den Werten der Kontrolle. Für Al_{ges} und Al^{3+} sind die Rückgänge im gekalkten Gebiet deutlich höher. Die starken Rückgänge im Bodensickerwasser sind durch die unmittelbar nach der Behandlung durch Austauschprozesse stark erhöhten Al-Konzentrationen zu erklären (vgl. Abb. 5.4 D). In einem weiteren Auswertungsschritt wurden die Konzentrationen im Bachwasser vor und nach der Kalkung mit dem parameterfreien MWU-Test verglichen (Tab. 5.11).

Tab. 5.11: Vergleich der Konzentrationsmittelwerte (arithmetische Mittelwerte) im Bachwasser von Kontrollgebiet S1 und gekalktem Gebiet S4 vor bzw. nach der Kalkung.

	Alle Werte				Hochwasserwerte ^a			
	Vor Kalkung (1.11.89 - 1.10.90)		Nach Kalkung (1.11.90 - 31.10.96)		Vor Kalkung (1.11.89 - 1.10.90)		Nach Kalkung (1.11.90 - 31.10.96)	
	S1 n = 58	S4 n = 56	S1 n = 300	S4 n = 298	S1 n = 13	S4 n = 14	S1 n = 59	S4 n = 59
pH-Wert	5,91 **	5,58	5,96 **	5,82	4,94	5,07	5,39 *	5,47
Na ⁺ [$\mu\text{mol}_c \text{l}^{-1}$]	75,3 **	62,4	79,8 **	71,6	45,4	42,5	54,8	57,8
K ⁺ "	14,3 **	12,2	13,9 **	11,8	14,5	13,9	13,3	12,8
Ca ²⁺ "	54,4	51,9	50,5 *	52,7	52,3	57,1	46,5 **	57,0
Mg ²⁺ "	13,5 **	15,4	12,8 **	22,8	14,7 **	18,4	13,5 **	30,1
Al ³⁺ "	11,8 **	16,1	7,5	6,7	38,5	36,6	21,3 **	14,4
NO ₃ ⁻ "	35,3 *	28,0	29,9 **	26,3	53,5	45,9	34,5	34,2
SO ₄ ²⁻ "	74,9 **	86,9	71,2 **	81,4	80,8 *	89,1	75,9 **	82,7
Cl ⁻ "	18,7 **	20,2	18,3 **	25,8	19,3	20,6	18,9 **	31,6
HCO ₃ ⁻ "	40,6 **	20,6	52,1 **	36,0	8,7	11,1	23,9	23,0
ANC "	28,5 **	6,7	37,6 **	25,4	-26,8	-23,8	-1,24 **	9,2
Al _{ges} [$\mu\text{g l}^{-1}$]	210,2 **	281,5	154,6 **	187,9	503,7	490,9	325,4 *	278,6
Mn _{ges} "	13,9 **	20,4	9,5 **	10,4	36,5	36,8	21,6 **	18,2
Fe _{ges} "	7,7 **	17,1	7,0 **	15,6	13,3 *	19,6	8,8 **	14,7
DOC [mg l^{-1}]	1,1 *	1,5	1,4 **	2,0	1,3	1,7	1,7 **	2,3

* p < 0,05 %; ** p < 0,01 %; MWU-Test

^a Probenahmen bei Abflußwerten höher als 80 %-Perzentil (S1: Q>7,58 l s⁻¹; S4: Q>5,23 l s⁻¹)

Bei Betrachtung aller Werte wird deutlich, daß sich die beiden Gebiete schon vor der Kalkung mit Ausnahme der Ca²⁺-Konzentration signifikant unterschieden hatten. Effekte der Behandlung

werden bei Betrachtung aller Werte nur deutlich bei Ca^{2+} , das nach der Kalkung signifikant höhere Konzentrationen aufweist, und bei Al^{3+} , das geringere Konzentrationen nach Kalkung aufweist.

Zur weitergehenden Untersuchung wurden nur Probenahmen mit hohen Abflußwerten ausgewählt („Hochwasserwerte“), da bei höherem Direktabflußanteil ein Effekt der Behandlung auf den Vorfluterchemismus eher zu erwarten ist. Als Schwellenwert für die Auswahl von Hochwasserabflüssen wurde der Abflußwert ausgewählt, der bei 80 % der Probenahmen unterschritten wurde (80-Perzentil). Vor der Kalkung unterscheiden sich in den zwei Gebieten bei Hochwasserabflüssen nur die Mg^{2+} -, SO_4^{2-} - und Fe-Konzentrationen, wobei jeweils S4 etwas höhere Werte aufweist. Nach der Kalkung sind signifikante Abnahmen der Konzentrationswerte bei Al^{3+} , Al_{ges} , und Mn_{ges} zu erkennen. Signifikant höher wird der pH-Wert (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit), die Säureneutralisationskapazität (ANC) sowie die Konzentrationen an Ca^{2+} , Cl^- und DOC. Bei Mg^{2+} , das in S4 schon vor der Kalkung erhöhte Konzentrationen aufwies, steigt der Mittelwert im Gebiet S4 auf das 1,5-fache des Wertes vor der Behandlung. Die Signifikanz dieser Zunahme wird bei Betrachtung des Konzentrationsverlaufes deutlich (Abb. 5.10).

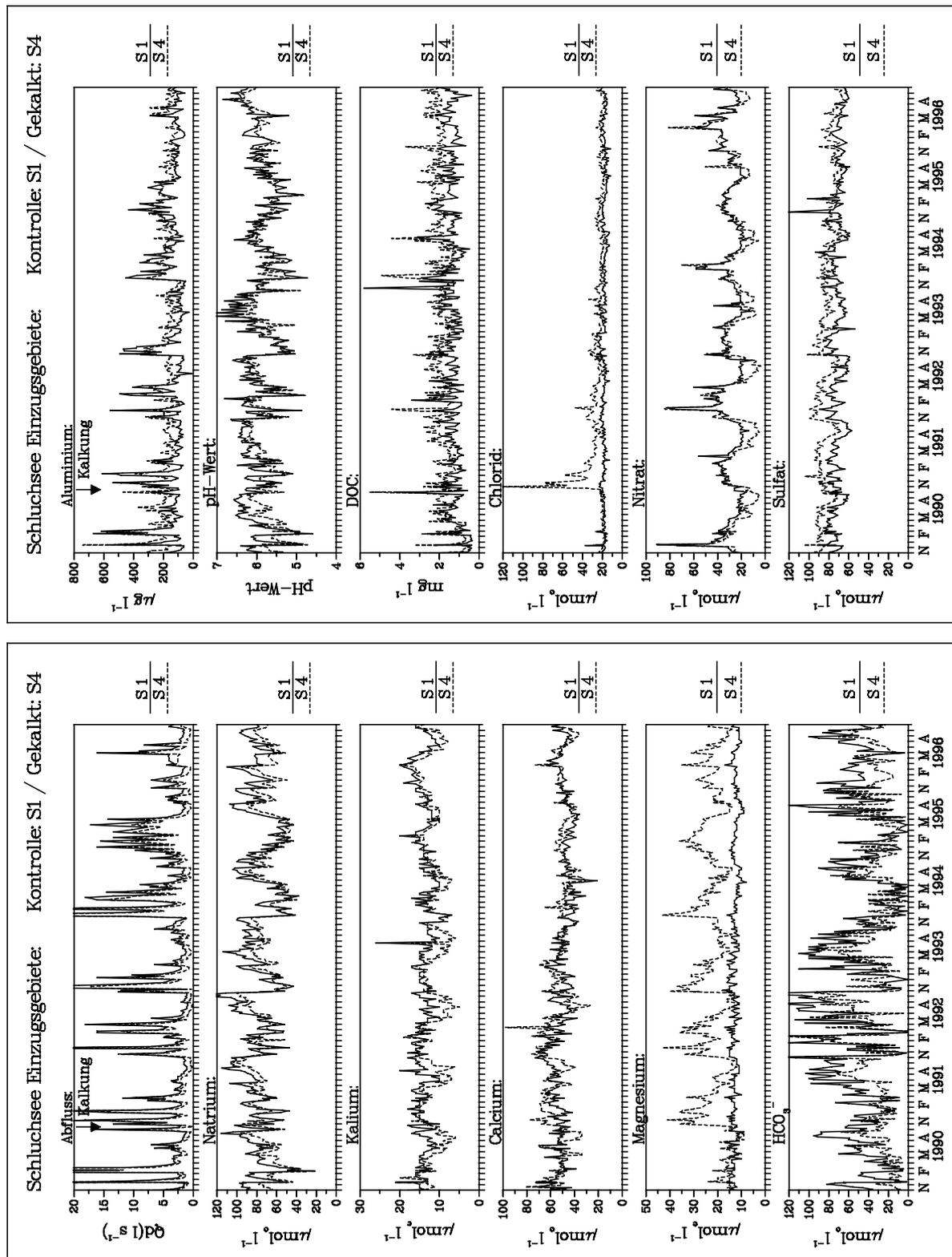


Abb. 5.10: Vergleich der Konzentrationsverläufe im Bachwasser von S1 (Kontrolle) und S4 (Kalkung).

5.1.2.5 Räumliche Variabilität des Bachwasserchemismus

Hydrochemisches Längsprofil bei überwiegendem Basisabfluß

Um die räumliche Variabilität im Bachwasserchemismus zu erfassen, wurde ein hydrochemisches Längsprofil aufgenommen (Abb. 5.11). Mit der Beprobung sollten hydrochemische Unterschiede innerhalb des Untersuchungsgebietes erfaßt werden, die auf geogene oder pedogene Ursachen zurückzuführen sind. Diese Wirkungen treten unter Basisabflußbedingungen am deutlichsten hervor (vgl. MEESENBURG, 1997).

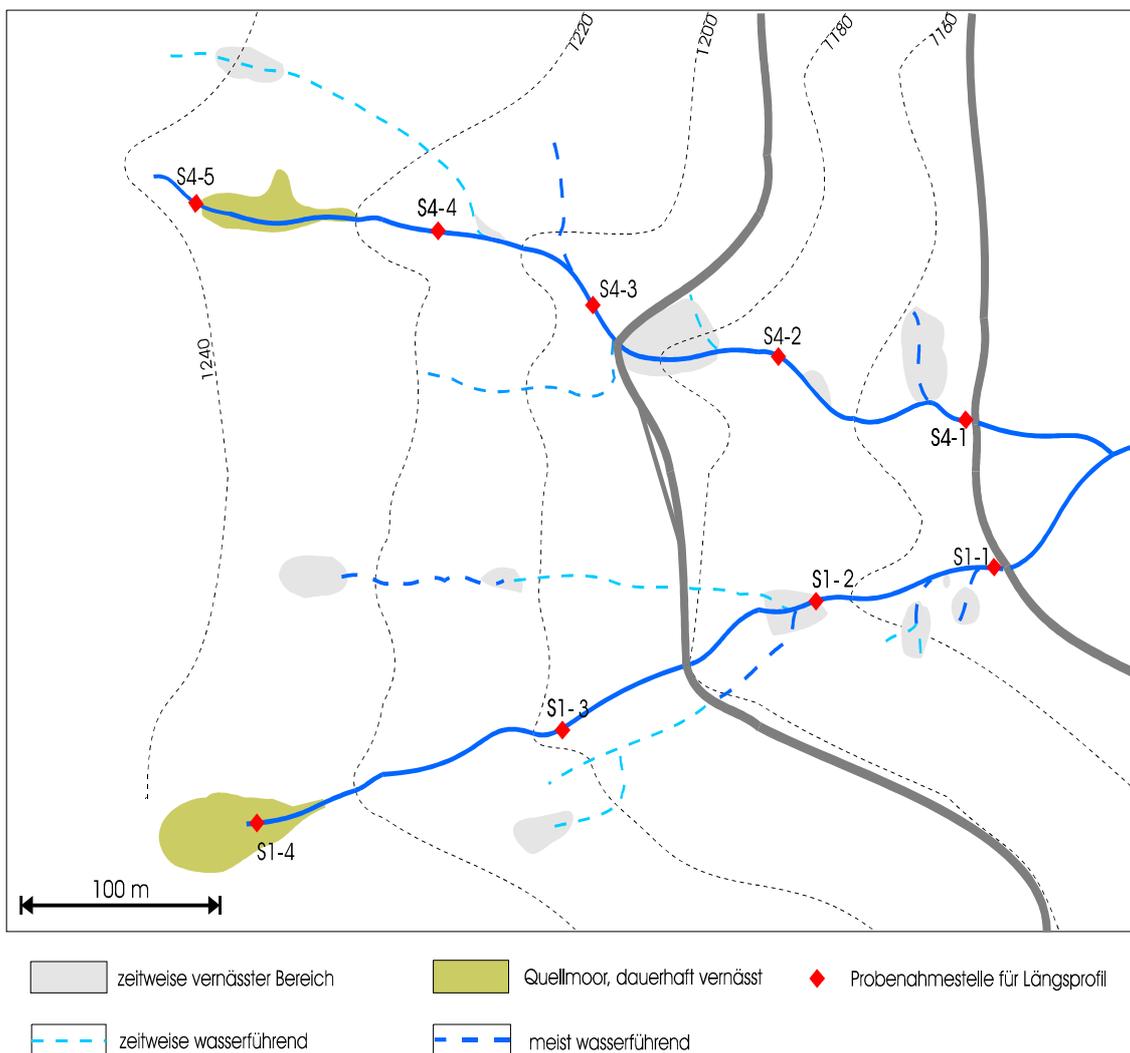


Abb. 5.11: Hauptbäche, Nebengerinne und vermoorte Bereiche mit potenziellen Einfluß auf die räumliche Variabilität der Hydrochemie im Untersuchungsgebiet (nach DENZ, 1991 und eigener Kartierung; aus KÖHLER, 1998).

Abb. 5.12 zeigt die Veränderung der Mittelwerte des pH-Wertes und der SNK im Längsverlauf bei Basisabfluß. Es wird deutlich, daß die Versauerung im hangoberen Bereich am stärksten ausgeprägt ist. Im tieferliegenden Bereich beider Versuchsgebiete sind sowohl die SNK als auch der pH-Wert sichtlich erhöht.

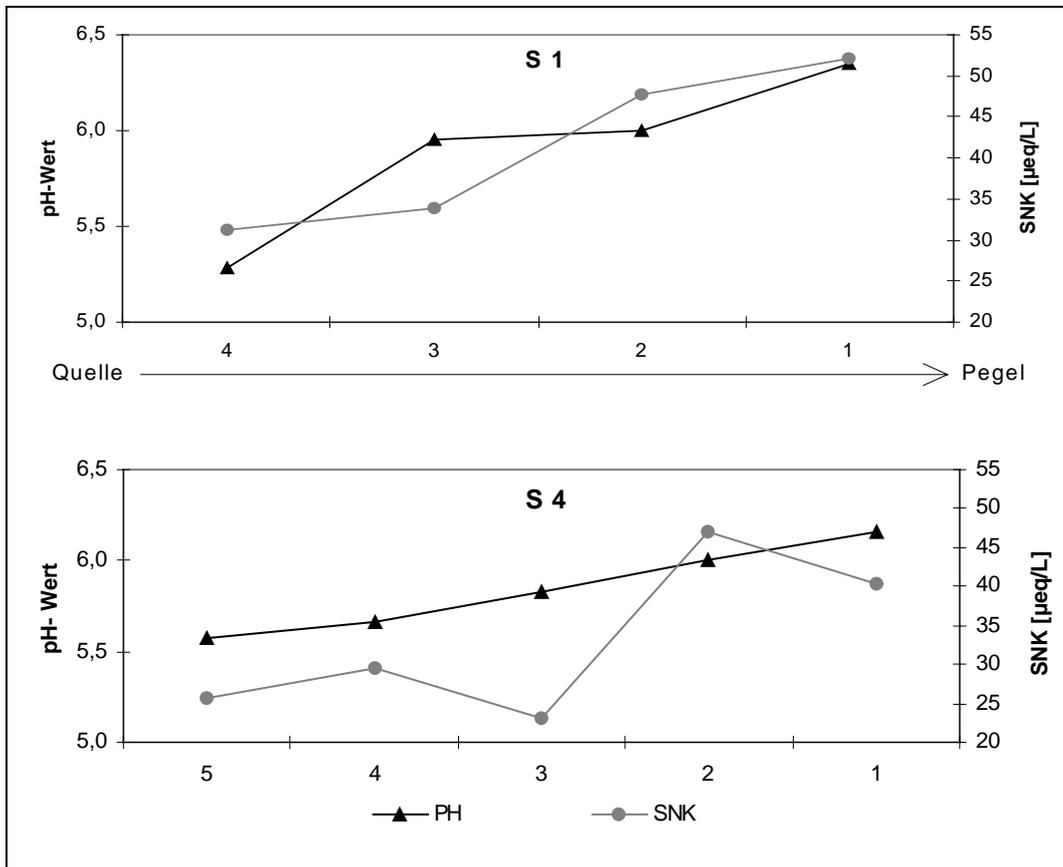


Abb. 5.12: Längsprofil von pH-Wert und SNK in S 1 und S 4 (Mittelwerte der 3 Beprobungen bei überwiegendem Basisabfluß).

Die hangabwärts zunehmende Pufferung der Wässer beruht offenbar auf Silikatverwitterung. Parallel zu pH und SNK steigen die Konzentrationen der bei der Plagioklasverwitterung bevorzugt freigesetzten Ionen Ca^{2+} und Na^+ , sowie die Si-Konzentration (Abb. 5.13).

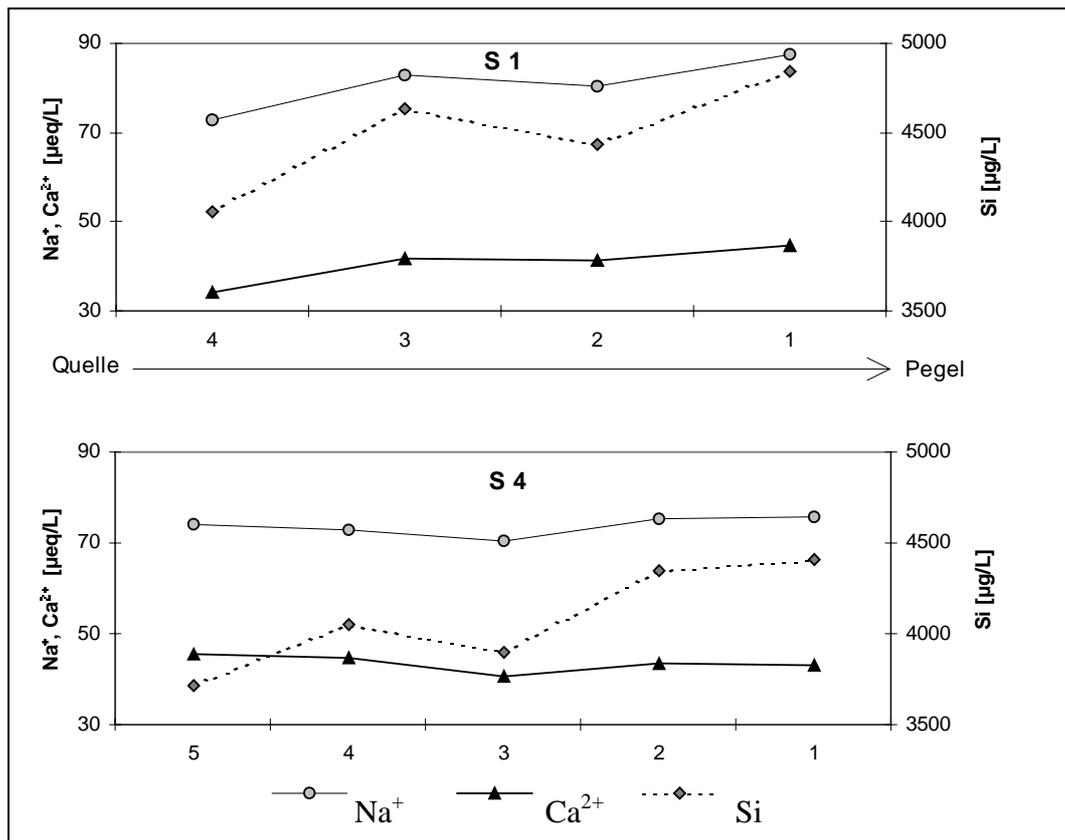


Abb. 5.13: Konzentrationen der durch Silikatverwitterung freigesetzten Ionen bei überwiegendem Basisabfluß im Längsprofil (Mittelwerte der 3 Beprobungen bei überwiegendem Basisabfluß).

Differenzierung nach Abflußverhältnissen

Neben den 3 Datensätzen bei Basisabfluß erfolgte eine Beprobung des Längsprofils (am 14.10.97) bei erhöhtem Abfluß (Abb. 5.14). Mit $6,4 \text{ l s}^{-1}$ in S1 (bzw. $4,2 \text{ l s}^{-1}$ in S4) lagen die Abflußwerte an diesem Tag leicht über dem MQ (vgl. ARMBRUSTER, 1998). Schon bei der Probenahme am 14.10.97 waren im Vergleich zu den Beprobungen zuvor deutlich unterschiedliche Fließwege im Gelände zu erkennen. Es war zu beobachten, daß episodisch auftretende Quellen die ihnen zugeordneten, sonst trockenen Abflußrinnen speisten (vgl. Abb. 5.11). Offensichtlich nahm der Anteil der Flächen, die zum direkten Abfluß beitragen, zu. Es kann also davon ausgegangen werden, daß bei erhöhten Abflüssen auch oberflächennah im Vergleich zum Basisabfluß deutlich unterschiedliche Fließwege vorherrschen.

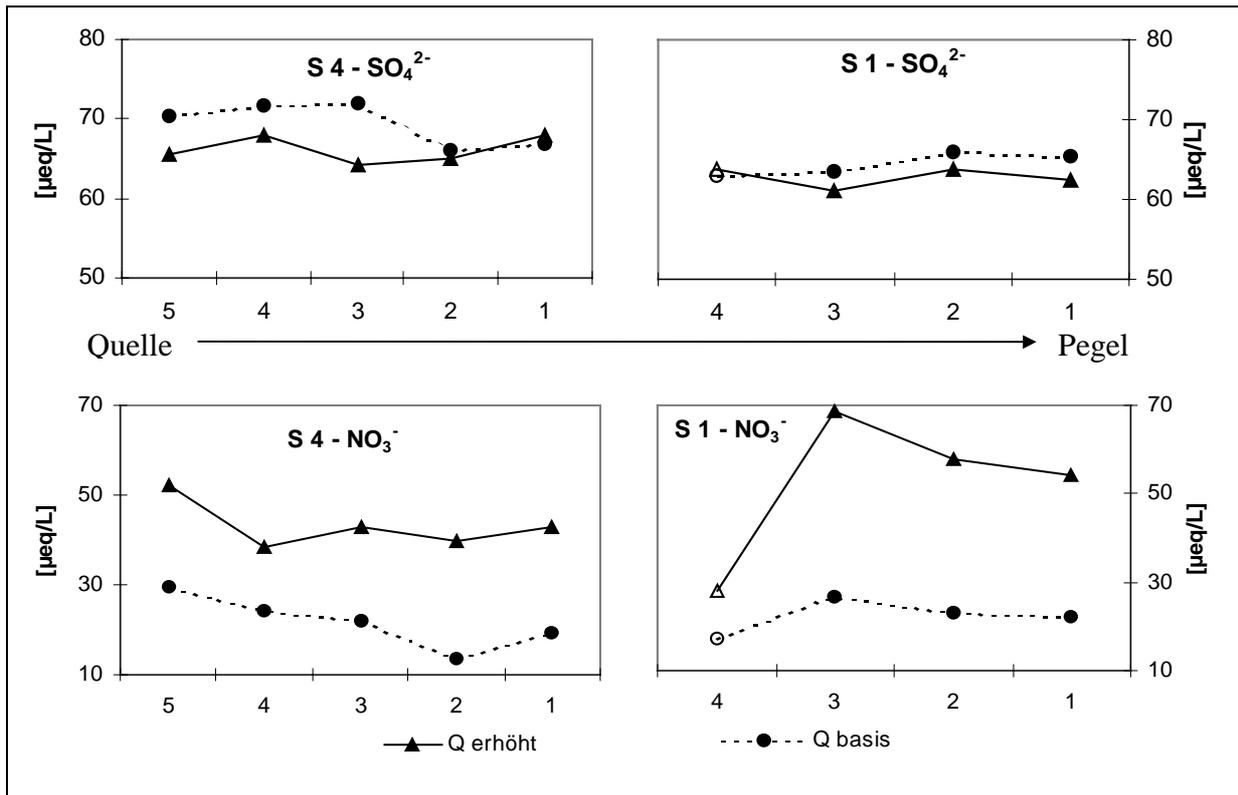


Abb. 5.14: Vergleich der NO_3^- - und SO_4^{2-} -Konzentrationen im Längsverlauf bei unterschiedlichen Abflußverhältnissen. Dargestellt sind die Mittelwerte bei Basisabfluß, sowie die Werte bei erhöhtem Abfluß am 14.10.1997.

Ein NO_3^- -Anstieg im Längsverlauf des Baches durch Mineralisierung organischer N-Verbindungen, wie z.B. bei SOULSBY (1996) beschrieben, konnte nicht beobachtet werden. Vielmehr zeigen die NO_3^- -Konzentrationen im Längsverlauf zumindest in S 4 eine abnehmende Tendenz.

An allen Probenahmestellen weisen die NO_3^- -Konzentrationen ein abflußabhängiges Verhalten auf. In beiden Gebieten steigt die NO_3^- -Konzentration mit zunehmendem Abfluß an allen Meßstellen an, wobei die Abflußabhängigkeit der Konzentrationen insgesamt in S1 stärker ausgeprägt ist. In den vermoorten Quellbereichen der Bäche (jeweils Meßstelle 4) ist die Erhöhung der NO_3^- -Konzentration mit steigendem Abfluß weniger deutlich. Hierbei ist zu beachten, daß die Probenahmestelle 4 in S1 eine Sonderstellung einnimmt. Es handelt sich bei dieser Probenahmestelle um einen Stillwasserbereich im Quellmoor (vgl. Abb. 5.11). Im Gegensatz zu den übrigen Probenahmestellen wurde das Wasser also nicht direkt aus einem fließenden Gerinne entnommen.

Auch in S4, wo die Meßstelle 4 unmittelbar unterhalb des Quellmoores liegt, sind die niedrigsten Nitratkonzentrationen im Längsverlauf in Quellmoornähe zu finden. Meßstelle 5 liegt oberhalb des vermoorten Bereichs, hier liegen die Nitratkonzentrationen höher.

Im Gegensatz zu NO_3^- zeigt SO_4^{2-} keinen Konzentrationsanstieg bei erhöhtem Abfluß. Auch im Längsverlauf ändern sich die SO_4^{2-} -Konzentrationen kaum.

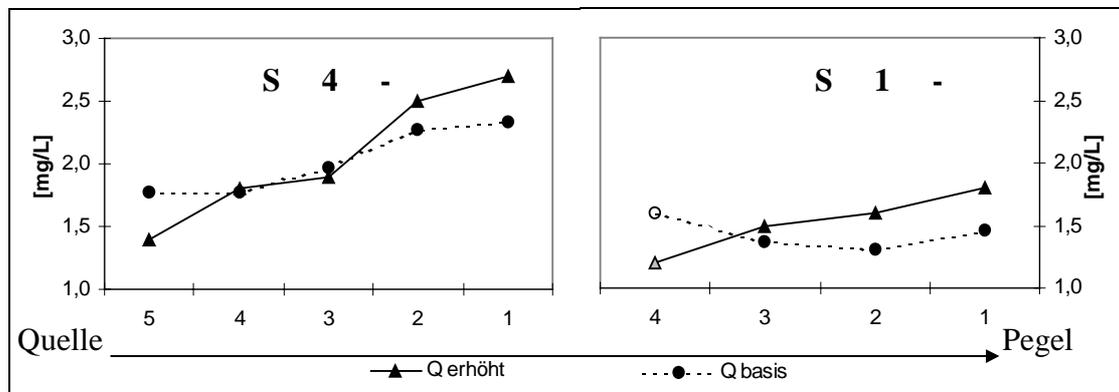


Abb. 5.15: DOC-Konzentrationen im Längsverlauf bei Basisabfluß und bei erhöhtem Abfluß.

Bei DOC (Abb. 5.15) ist ein leichter Anstieg im Längsverlauf erkennbar, wobei die Sonderstellung der Meßstelle 4 in S1 wieder deutlich wird. Der Konzentrationsanstieg fällt in S4 deutlicher aus als in S1. Außerdem scheint sich der Effekt der DOC-Konzentrations-erhöhung im Längsprofil bei erhöhten Abflüssen stärker auszuwirken als bei überwiegendem Basisabfluß.

5.1.2.6 Kurzfristige Veränderungen und abflußabhängige Variabilität des Bachwasserchemismus

Zur Analyse der kurzfristigen und abflußabhängigen Dynamik des Bachwasserchemismus im Gebiet wurden im Zeitraum 1992-1997 insgesamt 5 Hochwasserereignisse, die im folgenden kurz charakterisiert werden, herangezogen (vgl. Abb. 5.16).

Ereignis vom 25.10. - 02.11.1992

Das Ereignis vom 25.10.1992 repräsentiert den Übergang von einer länger andauernden Niedrigwasserperiode zu Spitzenabflüssen. Dabei wurden Abflußspitzen von 46 l s^{-1} in S1 (36 l s^{-1} in S4) erreicht. Die Welle, die mehrere Maxima aufweist, konnte über eine Woche lückenlos beprobt werden. Eine ausführliche Abhandlung der hydrochemischen Veränderungen während des Ereignisses findet sich bei ZÖTTL (1994). NEAL et al. (1997) führten isotonenchemische Untersuchungen während dieses Ereignisses durch.

Ereignis vom 19.12.1993

Nach einem relativ niederschlagsarmen November setzten ab dem 08. Dezember 1993 Niederschläge mit bis zu 25 mm d^{-1} ein, die schon zu einem deutlich ansteigendem Abfluß führten. Ab dem 19. Dezember kam es zu starken Niederschlägen mit bis zu 50 mm d^{-1} (vgl. LORITZ, 1994). Die durch diese hohen Niederschlagsintensitäten verursachte Hochwasserwelle wurde vom automatischen Probenehmer nur teilweise erfaßt. Die Beprobung beschränkt sich auf einen Zeitraum von nur 8 Stunden im ansteigenden Ast, der Scheitel der Welle (bis zu 76 l s^{-1} in S1) wurde dabei nicht erfaßt. Das Ereignis vom 19.12.1993 dient als Beispiel für eine Hochwasserwelle nach starker Durchfeuchtung des Einzugsgebietes. Eine ausführliche Darstellung des Ereignisses mit Ganglinien sämtlicher erhobener Parameter erfolgt bei LORITZ (1994).

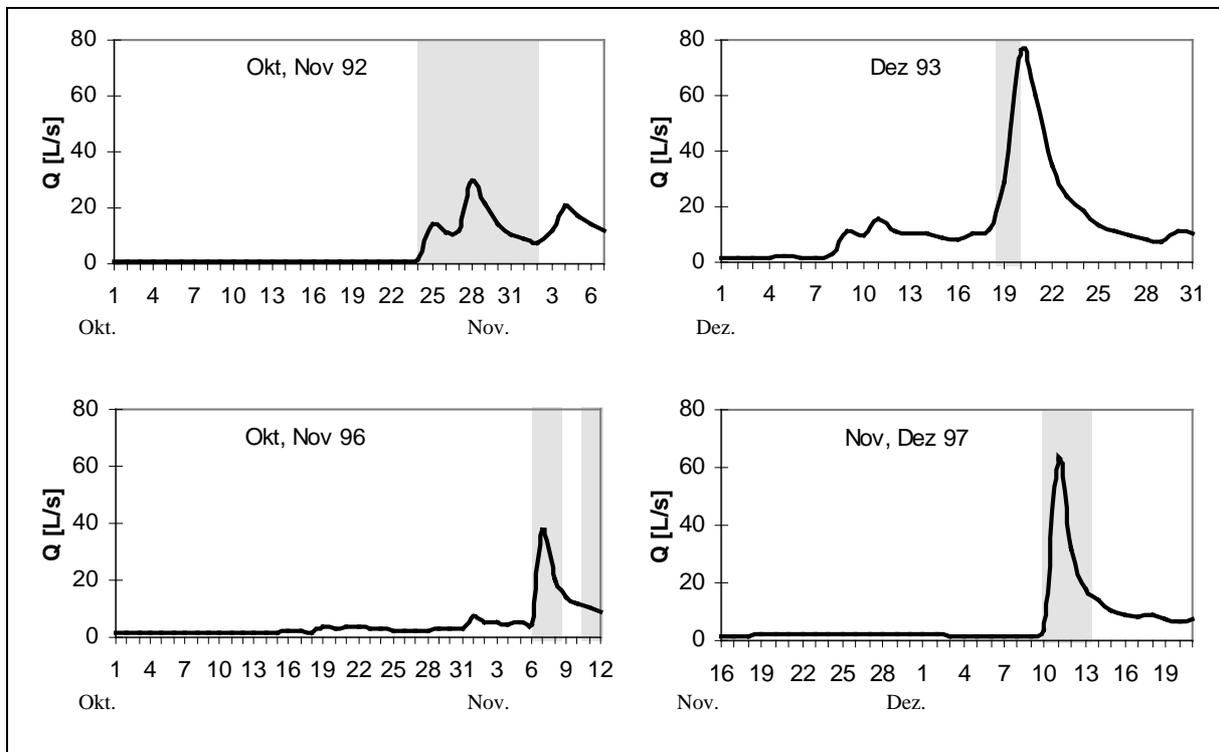


Abb. 5.16: Einordnung der Beprobungszeiträume (grau hinterlegt) in die Monatsganglinien der mittleren Tagesabflüsse in S1 (Verlauf in S4 ist weitgehend identisch).

Ereignis vom 07.11. - 12.11.1996

Bereits wenige Tage vor dem Ereignis kam es zu erhöhtem Abfluß (bis zu 8 l s^{-1}). Bei dem Hauptereignis wurden Abflußspitzen von $42,9 \text{ l s}^{-1}$ in S 1 ($32,9 \text{ l s}^{-1}$ in S 4) erreicht. Der Beprobungszeitraum umfaßt 6 Tage, wobei zu beachten ist, daß der absteigende Ast der Welle nicht lückenlos beprobt wurde.

Ereignis vom 11.11. - 14.12.1997

Ähnlich wie das Ereignis 1992 repräsentiert auch das Ereignis im Dezember 1997 den Übergang von einer länger andauernden Niedrigwasserperiode zu Spitzenabflüssen. Bei der Beprobung wurde die Welle in 2 ½ Tagen komplett erfaßt. Es wurden Abflußspitzen von 69 l s^{-1} in S1 (bzw. 55 l s^{-1} in S4) erreicht.

Insgesamt ist zu beachten, daß die oben beschriebenen Ereignisse sich nicht nur in ihrer Vorwetterlage, sondern vor allem in ihren Abflußspitzen erheblich unterscheiden. Dies macht einen Vergleich der Wellen nur bedingt möglich. Ein weiteres Problem hinsichtlich der Vergleichbarkeit ergibt sich aus der unterschiedlich langen Beprobungsdauer.

DAVIES et al. (1992) fordern eine zeitlich hohe Auflösung bei der Probenahme, um die Welle in ihrer hydrochemischen Dynamik ausreichend charakterisieren zu können. Danach sollte die Probenahmefrequenz im Scheitelbereich nicht mehr als 1 h betragen. Diese Forderung war bei den betrachteten Ereignissen weitgehend erfüllt.

Von den im Zeitraum 1992 bis 1996 analysierten vier Hochwasserereignissen soll das Ereignis im Dezember 1997 im folgenden exemplarisch vorgestellt und diskutiert werden. Die ausführliche Betrachtung aller Ereignisse findet sich in KÖHLER (1998). Aufgrund der hohen Abflußspitze und der nahezu lückenlosen Beprobung sowohl des an- als auch absteigendem Astes der Welle eignet sich das Ereignis im Dezember 1997 besonders gut zur Prozeßanalyse. Nach längerer Zeit ohne Niederschlag im November kam es durch starke Niederschläge (130 mm im Zeitraum 9. - 12. Dezember 1997) zu einer raschen Reaktion des Abflusses (Abb. 5.16).

Ähnlich schnell reagierte auch die chemische Zusammensetzung der beiden Bäche (Abb. 5.17). Bei diesem Ereignis verhält sich die SNK in beiden Gebieten erwartungsgemäß invers zum Abfluß. In S1 (unbehandelt) werden deutlich geringere Werte als in S4 (dolomitgekalkt) erreicht. Während der gesamten Abflußwelle weist die SNK in beiden Gebieten negative Werte auf, wobei das SNK-Minimum aber erst im ablaufenden Ast erreicht wird. Die pH-Werte liegen bei gleichem Abfluß im ansteigendem Ast der Welle höher als im ablaufenden. Damit verhalten sich die H^+ -Ionen invers zum Konzentrationsverlauf von Na^+ . Offenbar erfährt das Wasser im ansteigendem Ast der Welle eine Protonenpufferung durch Freisetzung von Na^+ -Ionen, die v.a. aus der Feldspatverwitterung stammen (vgl. STAHR et al., 1995). Die Säurebelastung kann deshalb erst mit zeitlicher Verzögerung auf das Gewässer „durchschlagen“.

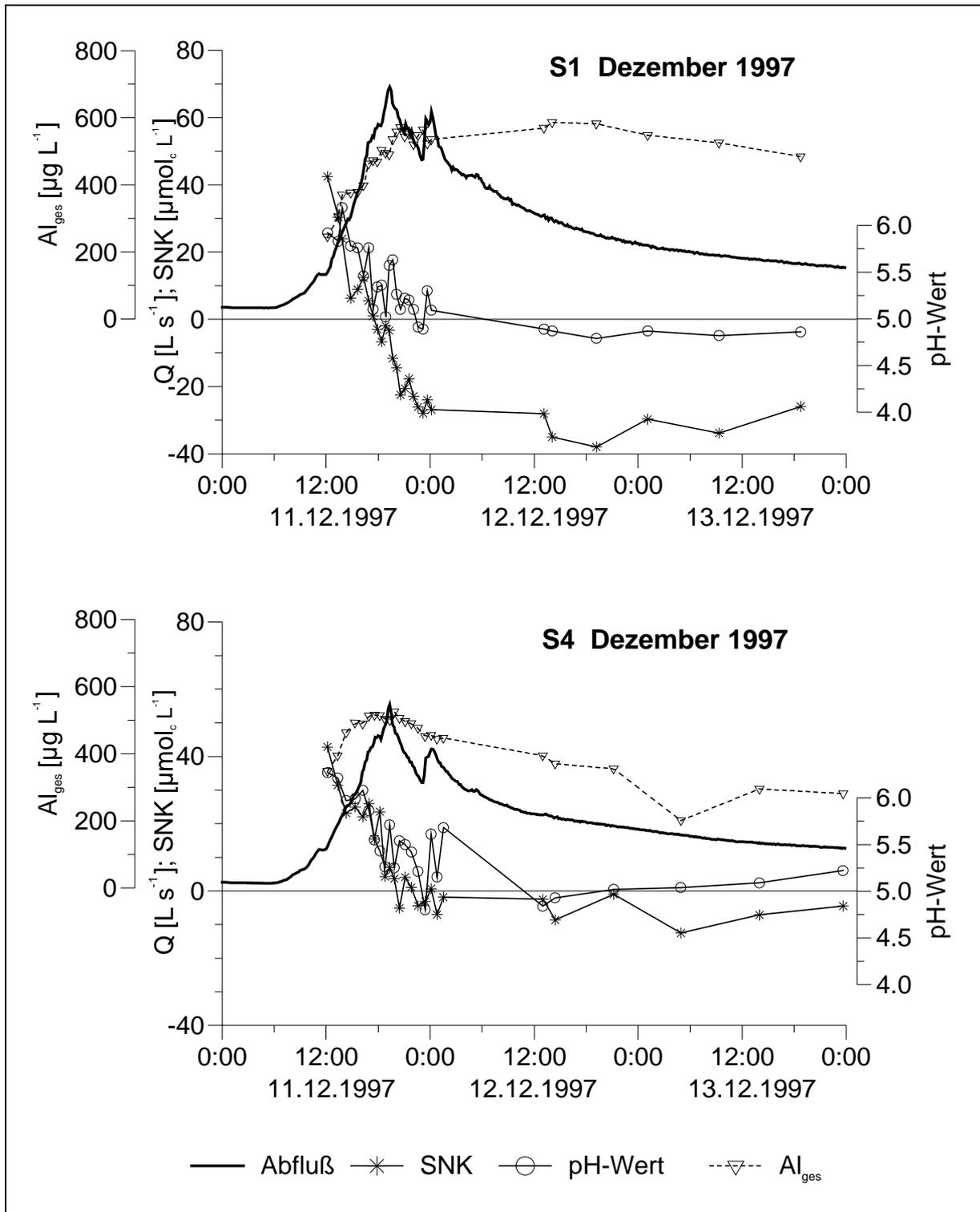


Abb. 5.17: Ganglinie von Abfluß, SNK, pH-Wert und Al³⁺-Konzentration während des Ereignisses 11. - 13. Dezember 1997.

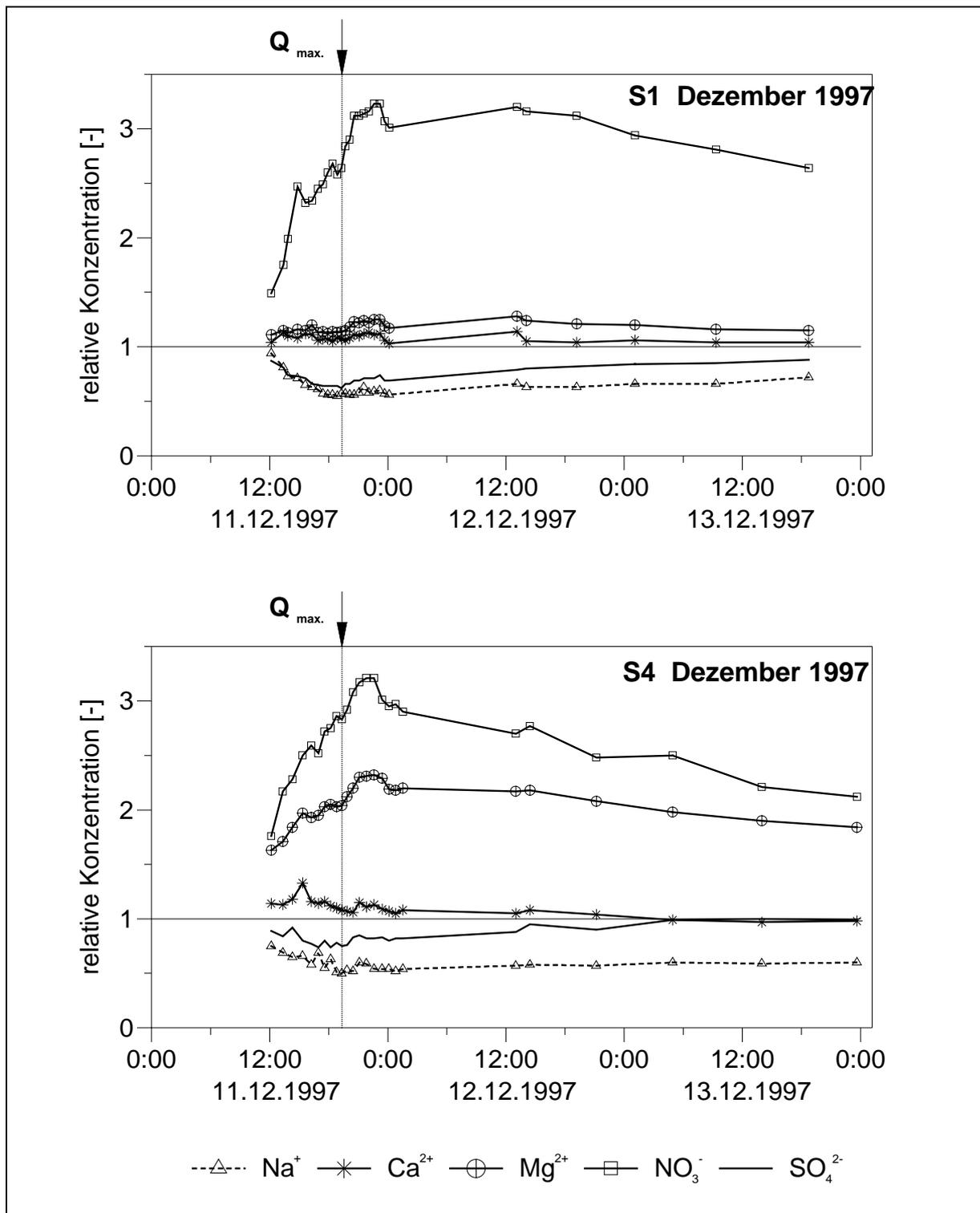


Abb. 5.18: Ganglinie der relativen Konzentrationen von NO_3^- , SO_4^{2-} und der M_b -Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} sowie Na^+ während des Ereignisses 11. - 13. Dezember 1997 (Erläuterungen im Text).

In Abb. 5.18 ist der Konzentrationsverlauf versauerungsrelevanter Ionen in Relation zu deren mittlerer Konzentration (Mittelwerte der vorrausgegangenen 3 Wochenproben) vor dem Ereignis dargestellt. Anhand der Konzentrationsverläufe werden im folgenden Rückschlüsse auf die relative Bedeutung einzelner Versauerungsmechanismen gezogen:

Nitratauswaschung

In beiden Gebieten steigt die NO_3^- -Konzentration unmittelbar nach dem Abflußmaximum auf das 3-fache des Wertes vor dem Ereignis. Somit kann NO_3^- -Auswaschung als wichtigster Mechanismus der episodischen Gewässerversauerung identifiziert werden. Bei der Nitrifikation entstehen Protonen. Höhere NO_3^- -Konzentrationen bedeuten aber gleichzeitig auch eine Erhöhung der Ionenstärke der Sickerlösung, was bei der geringen Basensättigung der Böden v.a. eine Mobilisierung von H^+ - und Al^{3+} -Ionen vom Austauscherelement bedeutet (vgl. REUSS und JOHNSON, 1986). Ein direkter Zusammenhang zur zeitlichen Dynamik des N-Eintrags besteht nicht (vgl. BRAHMER, 1990; ARMBRUSTER, 1998). Deshalb sind v.a. bodeninterne Prozesse für solche NO_3^- -Schübe verantwortlich. Überschußnitrifikation führt zur Versauerung, wenn es zu zeitlichen oder räumlichen „Entkopplungen“ zwischen N-Mineralisierung und nachfolgender Nitrifikation auf der einen Seite und Aufnahme durch Pflanzenwurzeln bzw. Festlegung durch Bodenmikroorganismen auf der anderen Seite kommt (vgl. FEGER, 1993; VAN MIEGROET, 1994). Da selbst in den Hochlagen des Schwarzwaldes die Böden nur oberflächlich einfrieren, erfolgt Nitrifikation auch im Winterhalbjahr bei gleichzeitig geringer bzw. fehlender N-Aufnahme durch Pflanzenwurzeln (vgl. WÖLFELSCHNEIDER, 1994). Eine charakteristische Komponente im N-Haushalt des ARINUS-Standorts Schluchsee ist eine „räumliche Entkopplung“ des N-Kreislaufes. Diese hängt ursächlich wohl mit der Umwandlung des ursprünglichen Bergmischwaldes mit einem hohen Anteil tiefwurzelter Baumarten (v.a. Buche und Tanne) in Fichtenreinbestände mit ausgeprägter oberflächennaher Feindurchwurzelung zusammen (FEGER, 1993). Das durch Mineralisierungs- und Nitrifikationsprozesse im tiefgründig humosen Mineralboden freigesetzte NO_3^- kann dort von den Feinwurzeln der Fichte nur teilweise erreicht und aufgenommen werden. Diese nutzungsbedingte NO_3^- -Auswaschung aus Fichtenwirtschaftswäldern, die auch für zahlreiche andere Standorte mit einem vergleichbaren Baumartenwechsel beschrieben wurde, kann über mehrere Bestandesgenerationen anhalten (KREUTZER, 1989).

Die Auswaschung von überschüssig gebildetem NO_3^- erfolgt meist schubweise, wenn nach einer warm-trockenen Periode mit günstigen Mineralisationsbedingungen nach Einsetzen stärkerer Niederschläge viel Wasser in relativ kurzer Zeit durch den Boden transportiert wird. Hierbei handelt es sich um typische Hochwasserereignisse, bei denen der Abfluß vorwiegend über den Bodenspeicher erfolgt (hoher Interflow-Anteil). Bei den im Untersuchungsgebiet gegebenen

mineralogisch-bodenchemischen Bedingungen bestehen dann kaum Möglichkeiten, Säuren kurzfristig zu neutralisieren (vgl. WIGINGTON et al., 1992).

Aus der Beprobung der insgesamt vier Hochwasserereignisse im Zeitraum 1992 - 1996 kann gefolgert werden, daß das Ausmaß einer kurzfristigen NO_3^- -Mobilisierung neben der Jahreszeit vor allem von der Vorwetterlage abhängt. Bei längerer Trockenheit vor dem Ereignis wie im November/Dezember 1997 (Abb. 5.16) kann sich das im extensiv durchwurzelten Mineralboden gebildete NO_3^- über einen längeren Zeitraum akkumulieren, so daß es dann zu einem besonders starken Anstieg der NO_3^- -Konzentration im Sickerwasser und folglich auch im Gebietsabfluß kommen kann. Daneben sind auch die zeitlich variablen Fließwege zu beachten: In den untersuchten Einzugsgebieten sind die Bachrandbereiche durch vermoorte Hang- bzw. Quellmoorgleye geprägt. Hier können sich Redoxprozesse in Abhängigkeit von der Abflußhöhe unterschiedlich stark auf die NO_3^- -Konzentration des Bachwassers auswirken. Bei Basisabfluß dürfte das grundwasserbürtige Wasser dort verstärkt der Denitrifikation unterliegen (Kap. 5.1.2.3). Hingegen fließt bei Hochwasserereignissen dem Bach ein wesentlich größerer Anteil aus den terrestrischen Hangböden zu. Aus den dauervernäßten (direktabflußbeitragenden) Bereichen fließt es dann eher oberflächennah ab, ohne mit dem zur Reduktion befähigten organischen Material in längeren Kontakt zu treten.

Konzentrationserniedrigung der M_b -Kationen

Inwieweit sich das zum Abfluß beitragende Wasser in den untersuchten Einzugsgebieten mit Alkalien und Erdalkalien anreichern kann, hängt vornehmlich von der Intensität des Gesteinskontaktes ab. Eine kürzere Verweilzeit bedeutet gleichzeitig eine verminderte chemische Reaktion des Wassers mit der Zersatzzone, was die geringeren Konzentrationen der M_b -Kationen bei HQ-Bedingungen deutlich machen (vgl. Kap. 5.1.2.2, Tab. 5.11; Abb. 5.18).

Ganglinienseparationen im Untersuchungsgebiet zufolge trägt der Direktabflußanteil bei Hochwasser bis zu 60% zum Gesamtabfluß bei (NEAL et al., 1997). Damit lassen sich v.a. die bei Hochwasser stark rückläufigen Na^+ -Konzentrationen erklären. Wie stark sich der „Verdünnungseffekt“ der M_b -Kationen bei den einzelnen Ereignissen auswirkt, ist insbesondere beim relativ mobilen Na^+ stark von der Vorwetterlage abhängig. Wurde ein großer Teil der im Boden kurzfristig zur Verfügung stehenden Na^+ -Ionen bei der ersten starken Durchfeuchtung ausgewaschen, so ergeben sich um bis zu 60% reduzierte Konzentrationen. Bei den stärker sorptiv gebundenen Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+} ist ein derartiger „Verdünnungseffekt“ nur teilweise zu beobachten (vgl. Abb. 5.18). Hier kann es durch Ionenaustausch zu kurzfristiger Freisetzung während des Abflußprozesses kommen. Somit ergibt sich für Ca^{2+} und Mg^{2+} im Gegensatz zu dem kaum an Austauschprozessen beteiligten Na^+ eine gewisse „Pufferung“ gegenüber stärkeren Konzentrationsschwankungen. Dies erklärt, warum die Na^+ -Konzentration meist schon zu Beginn des Ereignis-

ses drastisch sinkt, während die Konzentrationen an Ca^{2+} und Mg^{2+} auch bei feuchter Vorwetterlage oder bei länger andauernden Ereignissen weitgehend konstant bleiben. Bezüglich der „Verdünnung“ des Na^+ -Ions zeigen beide Gebiete ein ähnliches Muster (Abb. 5.18).

Durch die Kalkung stiegen in S4 besonders im oberen Mineralboden die austauschbaren Ca- und Mg-Vorräte beträchtlich an (RASPE und FEGGER, 1998a). Diese Oberbodenhorizonte werden bei erhöhten Interflow-Anteilen stärker in die Abflußbildung einbezogen, was sich in den höheren Konzentrationen der kalkungsbürtigen Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+} in S4 zeigt. Bei den Ganglinien der Ca^{2+} -Konzentrationen sind zwischen S1 und S4 allerdings weit geringere Unterschiede als bei Mg^{2+} erkennbar (Abb. 5.18). Demnach wird Ca^{2+} stärker im Boden zurückgehalten, was sich aus der größeren Eintauschstärke von Ca^{2+} gegenüber Mg^{2+} erklärt. Während sich in S1 die Mg^{2+} -Konzentrationen im Vergleich zum Basisabfluß nur leicht um rund 20% erhöhen, kommt es im gekalkten Gebiet S4 zu einem stärkeren Anstieg der Mg^{2+} -Konzentrationen von ca. 100%. Somit ergibt sich in S1 eine wesentlich stärkere Abnahme der SNK, während der Konzentrationsanstieg von Ca^{2+} und besonders Mg^{2+} in S4 einem SNK-Verlust wesentlich stärker entgegenwirken kann.

Sulfatauswaschung

Eine erhöhte Auswaschung von SO_4^{2-} -Ionen spielt für die episodische Versauerung im Untersuchungsgebiet praktisch keine Rolle. Beim Ereignis im November/Dezember 1997 ergibt sich sogar ein leichter „Verdünnungseffekt“ (Abb. 5.18). Die bachnahen hydromorphen Böden dürften aufgrund hoher Gehalte an S-haltiger organischer Substanz und Sulfiden einen bedeutenden S-Pool darstellen. Da diese Bereiche jedoch nur eine geringe Fläche einnehmen und ständiger Wasserzustrom hier einer Oxidation entgegenwirkt (vgl. Kap. 5.1.2.3), treten selbst bei Abflußereignissen nach längerer Trockenheit keine erhöhten SO_4^{2-} -Konzentration auf.

Organische Säuren

Gelöste organische Säuren, deren Einfluß über den Summenparameter DOC abgeschätzt werden kann, haben für die episodische Gewässerversauerung im Untersuchungsgebiet ebenfalls keine große Bedeutung. Insgesamt sind die DOC-Konzentrationen, im Vergleich zu Mooregebieten oder Einzugsgebieten mit dauervernässten Böden wie Stagnogleyen (z.B. im Bereich des Oberen Buntsandsteins: vgl. FEGGER und BRAHMER, 1986), in den Böden des ARINUS-Gebietes Schluchsee wegen guter Durchlüftung und der Möglichkeit einer Humusfällung im Unterboden gering.

Vergleichende Betrachtung aller untersuchten Ereignisse

Aus den Beziehungen, die versauerungsrelevante Parameter zur SNK aufweisen, lassen sich ebenfalls Schlüsse über die bei der episodischen Versauerung wirksamen Mechanismen ziehen. Die Korrelationsbeziehungen sind in Tab. 5.12 für alle untersuchten Ereignisse zusammengestellt. Hierbei ergeben sich mehr oder weniger enge Beziehungen zwischen der SNK und den einzelnen Parametern. Der dominierende Versauerungsmechanismus durch Nitratauswaschung spiegelt sich auch hier in den hohen Korrelationskoeffizienten wider. In S1 ist die Beziehung zwischen SNK und NO_3^- bei allen betrachteten Ereignissen deutlicher ausgeprägt als in S4.

Tab. 5.12: Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN zwischen ausgewählten versauerungsrelevanten Parametern und der SNK.

Ereignis	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	DOC
S 1 10-92	-0,825 **	-0,448 *	0,146	0,036	0,208	-0,674 **
S 1 12-93	-0,857 **	-0,456	0,625 **	0,257	0,119	-0,416
S 1 11-96	-0,851 **	0,223	0,464 *	0,246	-0,333	-0,081
S 1 12-97	-0,842 **	-0,349	0,116	0,253	-0,667 **	0,842 **
S 4 10-92	-0,775 **	-0,308	-0,015	0,452 **	0,416 **	-0,619 **
S 4 12-93	-0,216	-0,014	0,194	0,058	0,014	-0,162
S 4 11-96	-0,525 **	-0,298	0,219	0,177	-0,473 *	0,179
S 4 12-97	-0,389	-0,493	0,481	0,775 **	-0,538	0,802 **

** Irrtumswahrscheinlichkeit < 1 %, * Irrtumswahrscheinlichkeit < 5 %

Die z.T. beobachteten negativen Korrelationen zwischen DOC und SNK lassen sich dadurch erklären, daß bei Ereignissen mit hohem Interflowanteil (wenn die SNK geringe Werte annimmt) der DOC i.d.R. steigt. Dieser Zusammenhang zwischen DOC und der Versauerung beruht vermutlich aber nicht auf der versauernden Wirkung der organischen Verbindungen selbst, sondern ergibt sich aus der Tatsache, daß DOC zumeist zeitgleich mit NO_3^- ins Bachwasser gelangt und somit dann in höheren Konzentrationen vorliegt, wenn Nitratauswaschung ohnehin niedrige SNK- und pH-Werte erzeugt. Im Dezember 1997 wird das zu dieser Jahreszeit nur geringen Mengen vorkommende DOC bereits im ansteigenden Ast der Welle ausgewaschen (vgl. Abb. 5.19), so daß nach Erreichen des Abflußmaximums, wenn die SNK minimale Werte erreicht, nur noch geringe DOC-Konzentrationen vorliegen. Somit ergibt sich hier eine positive Korrelation zwischen SNK und DOC. Beim Ereignis 1997 zeigen die über Kalkung eingebrachten Ionen Ca^{2+} und Mg^{2+} in S4 ein deutlich gegensätzliches Verhalten. Während Ca^{2+} erwartungsgemäß positiv mit der SNK korreliert, fallen die höchsten Mg^{2+} -Konzentrationen mit den geringsten SNK-Werten zusammen. Dies deutet darauf hin, daß die oberen Bodenhorizonte, die nur bei hohem Interflowanteil durchströmt werden und deshalb mit geringen SNK-Werten zusammenfallen, als Folge der Kalkung eine wichtige Mg^{2+} -Quelle in S4 darstellen.

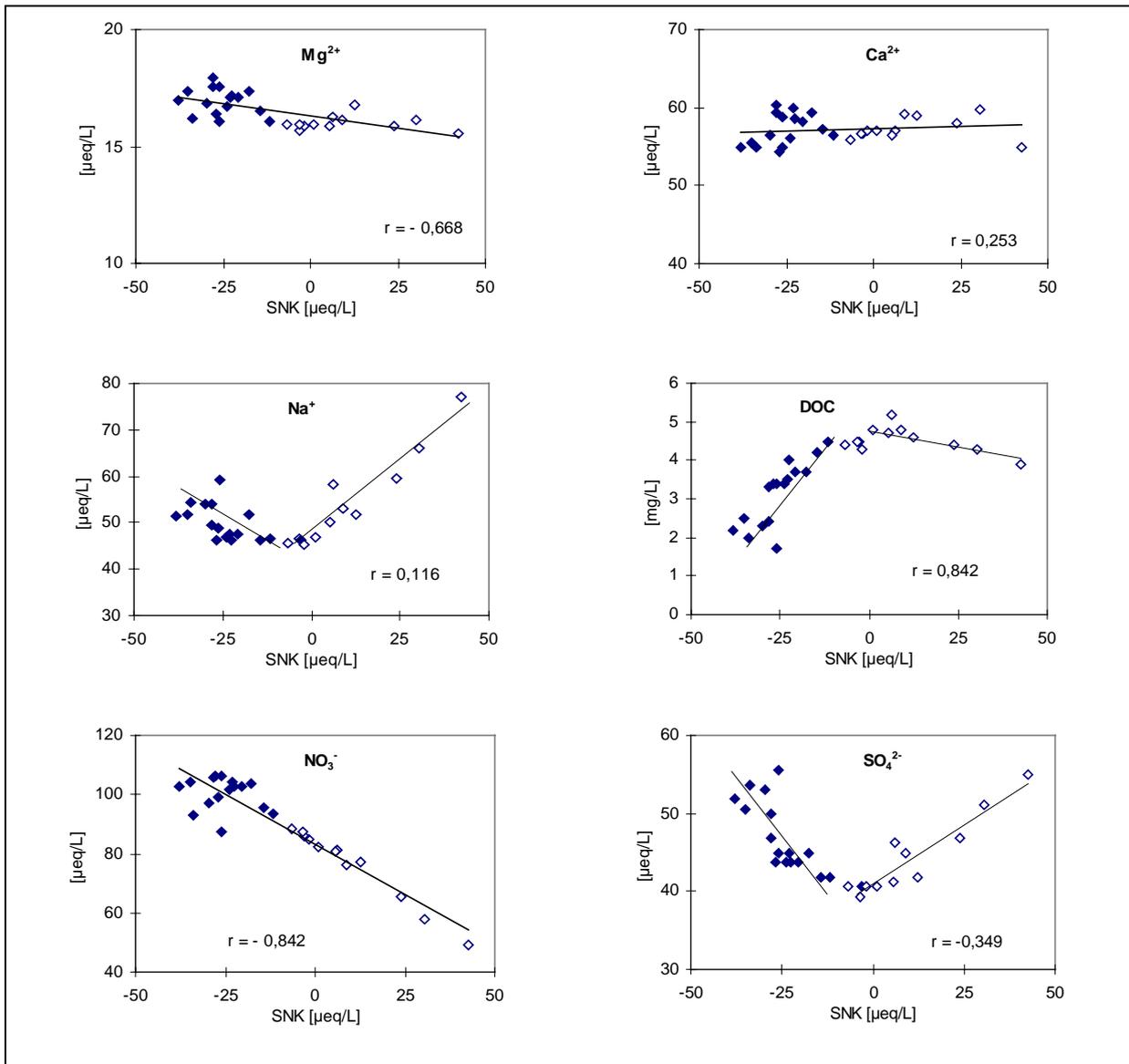


Abb. 5.19: Beziehung von ausgewählten Parametern zur SNK am Beispiel des Ereignisses vom Dezember 1997 in S1. Die offenen Rauten repräsentieren den ansteigenden Ast der Welle, die gefüllten Rauten stellen die Meßpunkte nach Erreichen des Abflußmaximums dar (r gibt die Korrelationskoeffizienten nach SPEARMAN an). Die Linien sind keine berechneten Regressionsgraden, sie dienen lediglich der Veranschaulichung.

Abb. 5.19 stellt die bereits in Tabelle 5.12 aufgezeigten Beziehungen zwischen SNK und den einzelnen Parametern für das Ereignis 12/97 detaillierter dar. Eine besonders hohe Korrelation besteht bei diesem Ereignis zwischen SNK-Verlust und NO₃⁻. Daß NO₃⁻ hauptsächlich für den SNK-Verlust verantwortlich ist, deutete sich bereits bei den relativen Konzentrationsänderungen (vgl. Abb. 5.18) an. Auffällig ist, daß einige Parameter wie Na⁺, SO₄²⁻ oder DOC in an- und absteigenden Ast der Welle eine unterschiedliche Beziehung zur SNK aufweisen.

5.1.3 Diskussion der Ergebnisse

5.1.3.1 Vergleichbarkeit der Wassereinzugsgebiete in Schluchsee und räumliche Variabilität des Bachwasserchemismus

Aufgrund der unmittelbar benachbarten Lage und einer sehr ähnlichen Exposition unterscheiden sich die beiden Wassereinzugsgebiete hinsichtlich ihrer morphometrischen Kenndaten nur unwesentlich. Beide Gebiete weisen einen homogenen Gesteinsaufbau und Bodenverteilung sowie einheitliche Nutzung auf. Unterschiede sind allerdings in der Altersstruktur der Bestände vorhanden. So weist der Bestand in S4 ein höheres Alter auf. Hierdurch kommt es in S4 durch den größeren Kronenschluß zu einer leicht erhöhten Interzeption und etwas geringem Wasserfluß im Vorfluter. Die Wasserbilanzen sind allerdings für beide Gebiete plausibel und hinreichend genau zur Berechnung von Soffflüssen, die Fehlbeträge liegen innerhalb des meßtechnisch zu erwartenden Bereiches.

Das dichtere Kronendach bewirkt in S4 eine etwas höhere Filterleistung im Vergleich zu S1 zur Folge. Daraus resultieren in S4 leicht erhöhte Einträge an K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} und N_{ges} . Der Konzentrationsgang im Gebietsabfluß verläuft im unbehandelten Vorlaufjahr in beiden Einzugsgebieten nahezu parallel. Die etwas höheren Gebietseinträge in S4 führen im Vergleich zu S1 im unbehandelten Vorlaufjahr zu etwas höheren Austrägen an N und S. Allerdings liefert die Eintrags-Austrags-Bilanz in Bezug auf das Vorlaufjahr eine klare Vergleichbarkeit der beiden Gebiete.

Die räumliche Variabilität des Bachwasserchemismus äußert sich v.a. in einer besseren Pufferung der tiefergelegenen Einzugsgebietenbereiche. Hier kommt die hangabwärts zunehmende Gründigkeit der Böden zum Ausdruck. Außerdem ist in den höher gelegenen Einzugsgebietenbereichen die Podsolierung der Böden stärker ausgeprägt, so daß hier nur begrenzt Puffermechanismen wirken können (vgl. ZIMMERMANN, 1991). Der insgesamt geringe Einfluß verschiedener Teileinzugsgebiete auf den Bachwasserchemismus unterstreicht die homogenen Verhältnisse hinsichtlich Böden, Gestein und Vegetation im Untersuchungsgebiet.

Zusammenfassend läßt sich eine weitgehende Vergleichbarkeit beider Wassereinzugsgebiete feststellen. Die beiden Einzugsgebiete sind daher geeignete Untersuchungsgebiete um die Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Pedo- und Hydrosphäre zu erfassen.

5.1.3.2 Auswirkung dolomitischer Kalkung auf Sickerwasser- und Bachwasserchemismus

In der vorliegenden Fallstudie hat die forstübliche Bodenkalkung insgesamt keine gravierenden Veränderungen der Wasserqualität im Gebietsabfluß bewirkt. Eine häufig nach Waldkalkung beobachtete langfristige Erhöhung der NO_3^- -Konzentrationen im Bodensickerwasser (z.B. KREUTZER, 1994b, 1995; MARSCHNER, 1995) war nicht feststellbar. Hingegen waren kurzfristige Effekte klar erkennbar.

Die sauren, aber dennoch biologisch aktiven Böden am Standort Schluchsee zeigten zwei Jahre nach der dolomitischen Behandlung im Gegensatz zur Kontrollfläche eine nahezu vollständige Nitrifikation (WÖLFELSCHNEIDER, 1994). In den ersten drei Jahre nach Ausbringung des dolomitischen Kalkes waren dadurch die NO_3^- -Konzentrationen im Bodensickerwasser deutlich erhöht. Im Bachwasser konnten dagegen keine deutlichen Auswirkungen auf die NO_3^- -Konzentration nachgewiesen werden. So sind für das gekalkte Gebiet nur schwache Tendenzen eines NO_3^- -Konzentrationsanstieges vorhanden. Ein theoretischer berechneter Mehraustrag an N im Bachwasser für das gekalkte Gebietes ergibt sich v. a. dadurch, daß das behandelte Gebiet S4 im Vorlaufjahr einen deutlich geringeren N-Austrag als das Kontrollgebiet S1 aufweist.

Als mögliche Senken für NO_3^- wurde u. a. auch die NO_3^- -Reduktion und gasförmige Verluste in grundwasserbeeinflussten Böden entlang des Bachlaufes bzw. in der Quellmulde vermutet. Die zur Klärung dieser Teilfrage vorgenommenen Untersuchungen (Kap. 5.1.2.3) belegen, daß dauervernäßte bachbegleitende Waldböden, die typischerweise durch hohe Gehalte an organischer Substanz gekennzeichnet sind, einen ausgeprägten Reaktionsraum darstellen. Von den Hängen eindringende Wässer unterliegen im reduktiven Milieu beträchtlichen biochemischen Umsetzungen. Bei NO_3^- (und schwächer ausgeprägt auch bei SO_4^{2-}) gehen die Konzentrationen stark zurück. Dabei werden einerseits Anionen starker Mineralsäuren der Lösung entzogen und andererseits gleichzeitig Protonen verbraucht (vgl. VAN MIEGROET, 1994). Dies hat zur Folge, daß sich der pH-Wert und gleichzeitig auch die SNK erhöht. Aus diesem Grund kann aus der vermoorten Uferzone besser gepuffertes und weitgehend neutrales Wasser an den Vorfluter abgegeben werden, obwohl ihr relativ saures Wasser aus den durchlässigen Hangböden zufließt. Gleichzeitig kommt es in den vernäßten Böden häufig zu einer Immobilisierung von Al- und Fe-Ionen. Sofern es sich dabei um eine Ausfällung von Fe- und Al-Hydroxiden handelt, werden dadurch wiederum Sorptionsflächen für SO_4^{2-} bereitgestellt, was möglicherweise einen zusätzlichen SNK-Gewinn darstellt (vgl. LINDEMANN, 1997). Neben gasförmigen Emissionen von N_2O , NO und NO_2 auf terrestrischen Standorten (PAPEN et al., 1994) kommen in Schluchsee dem Quellmuldenbereich sowie den dauerhaft vernäßten Bachrandstreifen somit entscheidende Bedeutung für gasförmige N-Verluste zu.

Auf Standorten mit hohem Nitrifikationspotenzial und hohen N-Einträgen besteht allerdings ein erhöhtes Risiko für NO_3^- -Austräge nach Kalkung. So wurde am Standort Höglwald nach Dolomitgabe (1984) in 40 cm Mineralbodentiefe ein langanhaltender NO_3^- -Konzentrationsanstieg um bis zu 50 - 60 mg l^{-1} NO_3^- beobachtet (KREUTZER, 1995). Eine Wiederholung der Dolomitbehandlung im Höglwald auf neuen Flächen im Jahr 1994 führte allerdings in den ersten drei Jahren nach der Behandlung zu keinen signifikanten Konzentrationserhöhungen von NO_3^- in 40 cm Bodentiefe, was v. a. in klimatischen Faktoren begründet sein dürfte (vgl. HUBER, 1997). Dieser Befund verdeutlicht, daß trotz erhöhtem Risiko nicht unter allen Umständen von einer Erhöhung der NO_3^- -Konzentrationen nach Kalkung auszugehen ist, da neben dem durch die Kal-

kung veränderten pH-Wert eine Vielzahl von zeitlich variablen Faktoren für den N-Umsatz eines Standortes zu berücksichtigen sind. Planungen für Kalkungs- und andere Düngungsmaßnahmen sollten allerdings immer eine umfassende, die Standortfaktoren berücksichtigende Risikobetrachtung einschließen (vgl. FEGER, 1996; REHFUESS, 1995b).

Durch die Analyse einzelner Hochwasserereignisse (2, 3, 6 bzw. 7 Jahre nach der Ausbringung des Dolomitkalkes) wurde versucht, mögliche Veränderungen im zeitlichen Verlauf seit der Ausbringung im Jahr 1990 zu erkennen. Abgesehen von Initialeffekten unmittelbar nach Ausbringung (vgl. BRAHMER, 1994) konnte jedoch keine zeitlich gerichtete Entwicklung des Gewässerchemismus festgestellt werden. Dies ist damit zu erklären, daß die Lösung des oberflächlich ausgebrachten Dolomitkalkes nur sehr langsam voranschreitet. Wiederholte Bodeninventuren zeigten, daß die Kalkung nur eine geringe bodenchemische Tiefenwirkung (d.h. höhere Basensättigung und höhere pH-Werte) hatte (vgl. Kap. 5.3; RASPE und FEGER, 1998a). Somit waren die Austauschgleichgewichte im tieferen Mineralboden kaum verändert, so daß sich auch die chemische Zusammensetzung des tieferen Mineralbodensickerwassers nur geringfügig änderte.

Kalkungsbedingte Auswirkungen auf den Gewässerchemismus waren in Schluchsee nur für die Mg^{2+} -Konzentration eindeutig erkennbar. Leicht erhöhte pH-Werte sowie erniedrigte Al-Konzentrationen sind dagegen nur bei Hochwasserabflüssen absicherbar. Die Säureneutralisationskapazität (ANC) liegt dadurch nach der Dolomitgabe bei Hochwasserabflüssen signifikant über den Werten der Kontrollfläche. Grundlegende Veränderungen der Oberflächenwasserazidität wurden durch die dolomitische Kalkung im hier untersuchten Zeitraum allerdings nicht erreicht. Durch die langsame Lösungsgeschwindigkeit von karbonatischen Materialien ist allerdings auch noch mit längerfristigen Effekten zu rechnen, die über den Zeitraum dieser Untersuchung hinausgehen.

5.2 Bestandesernährung

5.2.1 Nadeln

In Abb. 5.20 ist die zeitliche Entwicklung der Gehalte ausgewählter Nährelemente in den 1- bzw. 4-jährigen Fichtennadeln dargestellt. Die Ca-Gehalte waren vor der Dolomitausbringung im Oktober 1990 auf der Behandlungsfläche S4 deutlich niedriger als auf der Kontrolle S1. Ab 1991 trat ein leichter Anstieg der Ca-Gehalte auf S4 sowohl in den 1-jährigen als auch in den 4-jährigen Nadeln ein. Ab 1994 lagen dann die Werte auf S4 deutlich über der Kontrolle. Der verzögerte Anstieg der Ca-Gehalte in den Nadeln gegenüber den Feinwurzeln (vgl. 5.2.2) ist darauf zurückzuführen, dass Ca zunächst in der Pektat-Fraktion reversibel an den Zellwänden im Xylem gebunden wird (vgl. GÜLPEN, 1996; GÜLPEN und FEGER, 1998). Die Translokation mit dem Xylemsaft erfolgt erst nach allmählicher Desorption vornehmlich in Komplexen mit organischen Säuren (BRADFIELD, 1976). Die nach Ca-Bindungsformen differenzierten Nadelanalysen von GÜLPEN (1996) sowie GÜLPEN und FEGER (1998) deuten darauf hin, dass die Fichten am Standort Schluchsee trotz der relativ niedrigen Gesamtgehalte ausreichend mit Ca versorgt sind. Die Fichten reagieren auf das nach Kalkung verbesserte Ca-Angebot lediglich durch Erhöhung der physiologisch inaktiven Oxalat-Fraktion.

Bei Mg stiegen die Gehalte in den jüngsten Nadeln auf der behandelten Fläche überraschenderweise nur schwach gegenüber der Kontrolle an. Auch hier zeigt sich wie bei Ca eine verzögerte Translokation. Lediglich im 4. Nadeljahrgang ist ab 1993 ein deutlicher Anstieg der Mg-Gehalte zu beobachten. Die Mg-Gehalte glichen sich denen der Kontrolle S1 an, was eine insgesamt langsam einsetzende Verbesserung der Mg-Ernährung anzeigt. Allerdings gilt zu beachten, dass nach den Gehalten in den jüngsten Nadeln die Mg-Versorgung mit Werten über $1 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$ keineswegs im akuten Mangelbereich ($< 0,7 \text{ mg g}^{-1} \text{ TS}$) lag und damit das deutlich verbesserte Mg-Angebot im Boden (vgl. 5.3.1.1) von den Bäumen nicht in vollem Umfang in Anspruch genommen wurde. Die schwache Reaktion der Mg-Nadelversorgung nach dolomitischer Kalkung auf den ARINUS-Flächen dürfte im Vergleich zu anderen Untersuchungen (ALDINGER, 1987; von WILPERT et al. 1993; RANGER et al., 1994; vgl. KAUPENJOHANN, 1995) allerdings eine Ausnahme darstellen. Die schwache Reaktion nach dolomitischer Kalkung steht auch im Gegensatz zum raschen Anstieg der Mg-Nadelgehalte nach Kieserit-Düngung, die 1988 auf der Vergleichsfläche S2 erfolgte (vgl. GÜLPEN und FEGER, 1998). Zum einen war bei der rasch löslichen Mg-Gabe mit Sulfat ein Begleitanyon in der Bodenlösung vorhanden, das in den ersten Jahren nach Kieserit-Ausbringung parallel zu Mg in hohen Raten aufgenommen wurde (GIESEMANN et al., 1998). Inwieweit das nach Kalkung gleichzeitig erhöhte Ca-Angebot in der Bodenlösung die Aufnahme durch Ionen-Antagonismus behinderte (vgl. GÜLPEN, 1996), bleibt unklar.

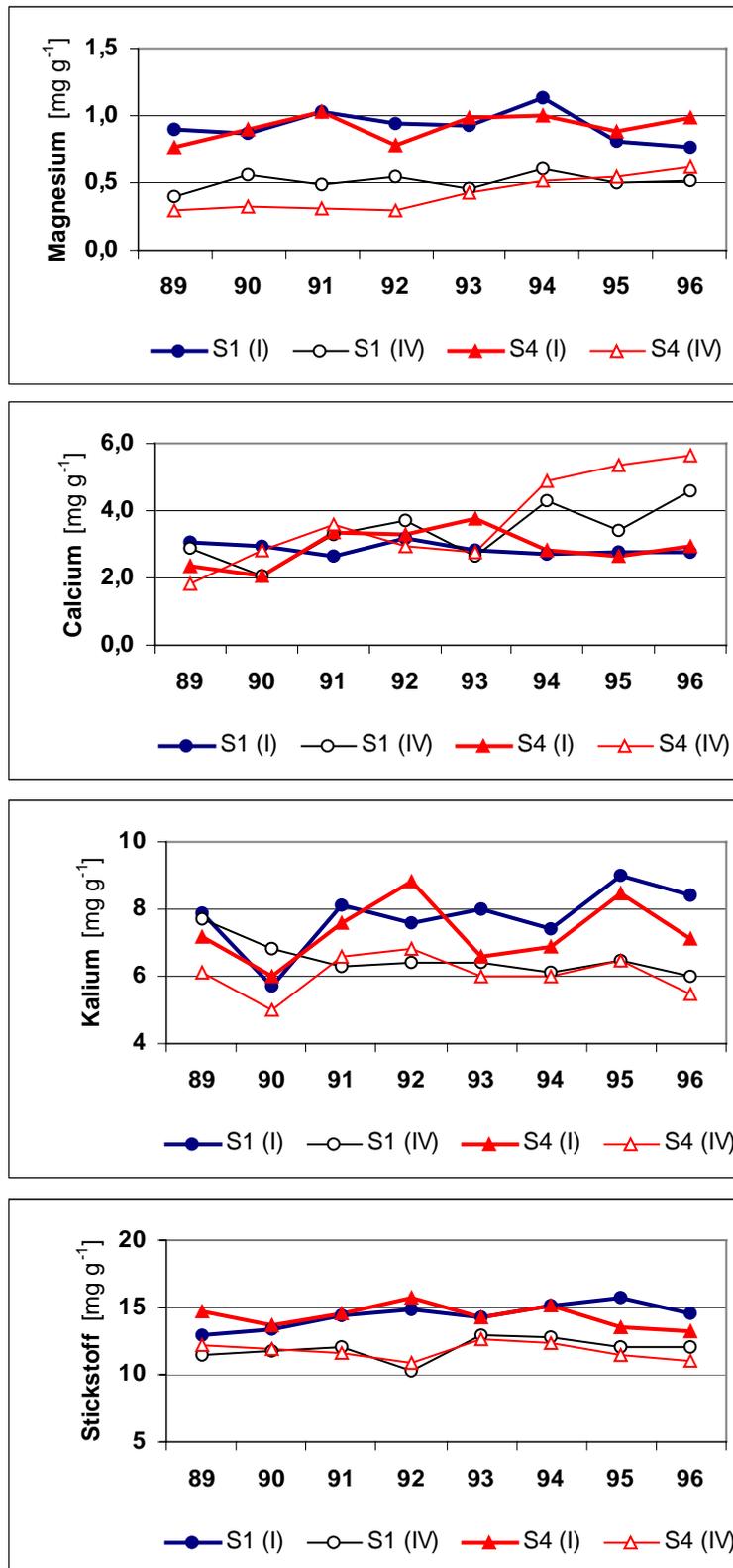


Abb. 5.20: Zeitlicher Verlauf der Gehalte von Ca, Mg, K und N in den einjährigen und 4jährigen Nadeln des 4. Wirtels auf der Kontrollfläche S1 und der 1990 behandelten Fläche S4 (4 t Dolomitkalk ha⁻¹); Mischproben von jeweils 15 Bäumen, Probenahme jeweils im November/Dezember.

Bei K sind gewisse Effekte der Kalkung erkennbar: Offensichtlich hat das erhöhte Angebot von Ca^{2+} (in schwächerem Maße auch von Mg^{2+}) in der Bodenlösung zu einer reduzierten K^+ -Aufnahme in die jüngsten Nadeln geführt. Dies kann u.U. mit einer antagonistischen Hemmung der K^+ -Aufnahme durch Ca^{2+} erklärt werden. Vergleichbare Befunde erhielt ALDINDER (1987) auf gekalkten Standorten im Nordschwarzwald, wo sich teilweise K-Gehalte im Mangelbereich einstellten. Wegen der hohen K-Nachlieferung aus der Verwitterung des granitischen Ausgangsgesteins in Schluchsee (vgl. STAHR et al., 1998) ist die K-Ernährung am Untersuchungsstandort auch nach Kalkung als optimal zu betrachten.

Trotz der deutlich erhöhten N-Mineralisation nach Kalkung (vgl. 5.4.1.2) und entsprechend erhöhten NO_3^- -Konzentrationen in der Bodenlösung (5.1.2.2) blieb die N-Ernährung der Fichtennadeln auf S4 im Vergleich zur Kontrolle S1 weitgehend unverändert. Dies deckt sich mit dem geringen Anstieg der N-Nadelgehalte nach experimenteller N-Gabe in S3 (FEGGER et al., 1998). Auch zeigte das Baumwachstum keine Reaktion auf die verbesserte N-Versorgung (vgl. MÄKINEN und SPIECKER, 1998). Offensichtlich nehmen die bereits optimal mit N-versorgten Bestände in Schluchsee keinen zusätzlich angebotenen Stickstoff aus dem Boden auf. Da sich weder die N- noch die Mg-Gehalte wesentlich veränderten, blieb das Verhältnis zwischen beiden Nährelementen weitgehend konstant. Das N/Mg-Verhältnis liegt Werten um 15 (einjährige Nadeln) deutlich unter dem kritischen Wert von 30, oberhalb dessen nach HÜTTL (1991) der Bereich unharmonischer Ernährung beginnt.

5.2.2 Wurzeln

Die mittelfristigen Auswirkungen der 1990 durchgeführten Kalkung auf das Wurzelsystem wurde durch eine im Herbst 1997 durchgeführte Feinwurzelinventur auf der Kontroll- (S1) und Kalkungsfläche (S4) untersucht (vgl. WAGENBLAST, 1998). Als Referenzwerte dienen dabei frühere Untersuchungen (1989) auf diesen Flächen vor Ausbringung des Dolomits. Auch zwei (1992) und fünf (1995) Jahre nach der Kalkung wurden Feinwurzelinventuren im Rahmen des BMFT/BMBF-Projektes FEELING durchgeführt. Die kurzfristigen Auswirkungen der Kalkung wurde bereits an anderer Stelle ausführlich dargestellt (RASPE et al., 1994; RASPE et al., 1997; FEGGER et al., 1998; RASPE und HAUG, 1998). Im folgenden werden daher nur die Ergebnisse der Inventur 7 Jahre (1997) nach der Behandlung mit dem Ausgangszustand (1989) verglichen.

5.2.2.1 Elementgehalte der Feinwurzeln

Die Elementgehalte der Feinwurzeln auf der Kontroll- und Dolomitfläche vor und 7 Jahre nach der Kalkung sind in Tab. 5.13 zusammengestellt. Signifikante Veränderungen durch die Kalkausbringung sind vor allem bei Ca und Mg zu erkennen. Aufgrund der abnehmenden Feinwurzeln-

masse mit zunehmender Tiefe konnten allerdings nur in den obersten beiden Tiefenstufen die Einzelproben auch chemisch analysiert werden. Ab 10 cm Tiefe mußten alle Feinwurzelproben zu einer Mischprobe vereinigt werden, so daß in den unteren Tiefenstufen keine statistische Auswertung möglich ist. Dennoch ist für die Mg-Gehalte ein deutlicher Anstieg bis in 40 cm Tiefe festzustellen.

Tab. 5.13: Elementgehalte der Feinwurzeln auf der Kontrollfläche (S1) und der 1990 mit 4 t ha⁻¹ Dolomit gekalkten Fläche (S4) vor (1989) und 7 Jahre (1997) nach der Kalkausbringung. Fett hervorgehoben sind Gehalte auf der Fläche S4 im Jahr 1997, die sowohl zur Kontrollfläche im selben Jahr als auch zum Referenzwert auf der Fläche S4 vor der Kalkung (1989) signifikante Unterschiede nach dem MWU-Test ($p < 0,05$) aufweisen.

Tiefe	Jahr	mg g ⁻¹																	
		N		S		P		K		Ca		Mg		Mn		Fe		Al	
Fläche		S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
Auflage	1989	13,56	13,78	1,14	1,11	0,94	0,93	2,00	1,94	2,50	2,59	0,55	0,45	0,17	0,14	0,88	0,92	2,98	3,16
	1997	11,45	11,39	0,92	0,87	0,84	0,78	2,10	2,14	2,43	3,90	0,54	1,20	0,18	0,12	1,37	0,98	2,46	2,22
0 - 10	1989	10,38	13,27	0,79	0,94	0,85	0,91	1,95	3,14	1,60	0,99	0,49	0,50	0,09	0,07	2,67	4,45	7,94	15,27
	1997	9,89	10,24	0,72	0,71	0,73	0,70	2,22	2,13	1,07	1,22	0,42	0,83	0,11	0,05	3,16	2,59	6,58	6,41
10 - 20	1989	12,36	12,99	0,79	0,88	0,79	0,74	1,76	1,91	1,34	0,90	0,38	0,35	0,10	0,06	3,53	3,59	7,66	11,05
	1997	9,34	10,01	0,72	0,64	0,69	0,67	2,59	2,07	0,89	0,85	0,34	0,52	0,12	0,06	4,07	3,27	9,51	8,90
20 - 30	1989	11,76	11,23	0,80	0,87	0,81	0,70	2,02	2,02	1,30	0,71	0,44	0,36	0,11	0,07	3,51	4,41	10,92	17,49
	1997	9,20	9,77	0,68	0,69	0,68	0,72	2,61	1,99	0,68	1,05	0,41	0,62	0,13	0,05	3,74	2,92	11,47	11,66
30 - 40	1989	10,45	10,68	0,86	0,92	0,74	0,84	2,55	1,66	0,94	0,95	0,45	0,31	0,13	0,09	4,35	2,70	19,14	15,21
	1997	8,84	9,49	0,69	0,64	0,66	0,65	2,43	2,03	0,69	0,83	0,46	0,60	0,09	0,06	4,07	2,45	14,63	12,12

Da vor allem die Ca-Gehalte der Feinwurzeln auch auf der Kontrollfläche zwischen den beiden Jahren deutliche Unterschiede aufwiesen, wurde zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse eine Trendbereinigung der Elementgehalte durchgeführt. Hierzu wurden die Elementgehalte jeder Tiefenstufe mit einem Faktor multipliziert, der sich aus dem Quotienten zwischen den jeweiligen Elementgehalten auf der Kontrollfläche bei der ersten (1989) und der letzten Probenahme (1997) ergab.

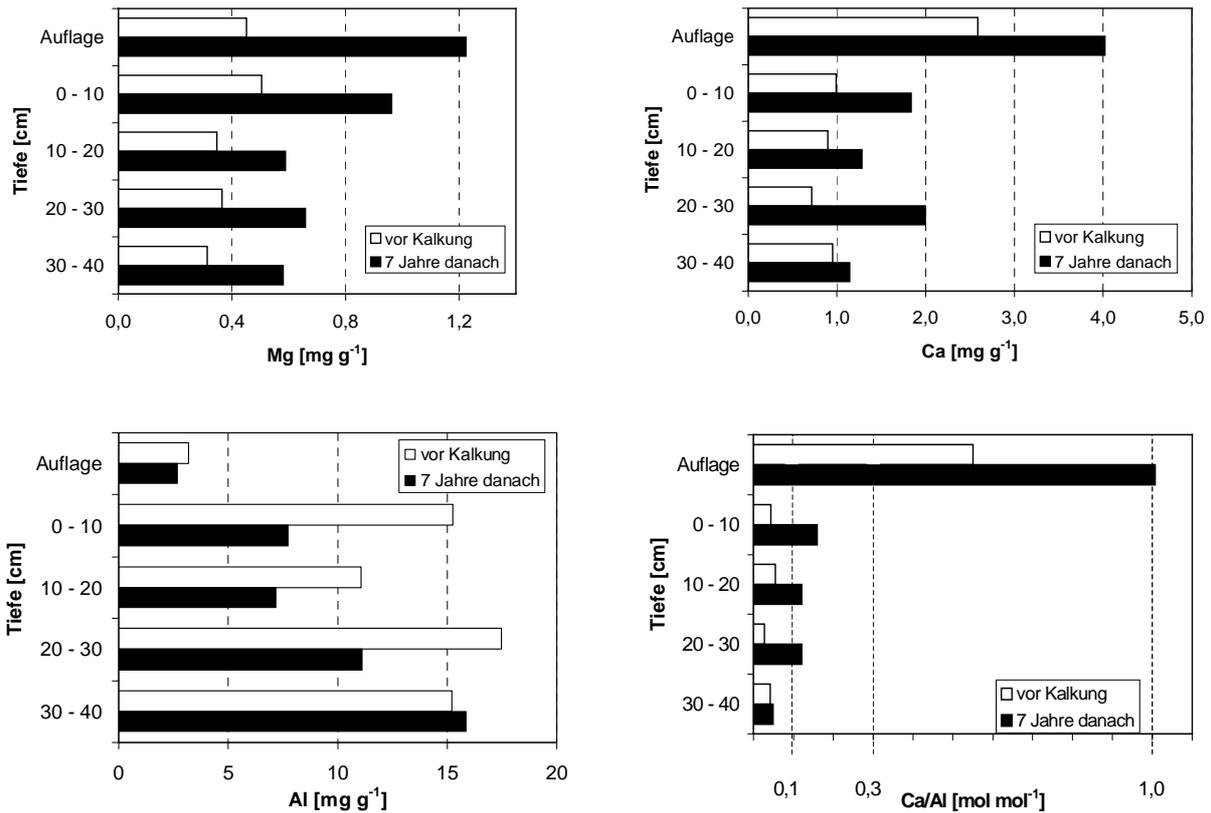


Abb. 5.21: Trendbereinigte Mg-, Ca- und Al-Gehalte sowie molares Ca/Al-Verhältnis in den Feinwurzeln vor (1989) und 7 Jahre nach (1997) der Ausbringung von 4 t ha⁻¹ Dolomit auf der Kalkungsfläche (S4).

Diese trendbereinigten Mg-, Ca- und Al-Gehalte der Feinwurzeln vor und 7 Jahre nach der Dolomitausbringung sind in Abb. 5.21 dargestellt. Auch in dieser Darstellung wird die deutliche Zunahme der Mg-Gehalte in allen Tiefenstufen ersichtlich. Bis in 10 cm Tiefe liegen die Mg-Gehalte der Feinwurzeln nach der dolomitischen Kalkung deutlich über 8 mg g⁻¹. Außerdem ist ein ebenfalls deutlicher Anstieg der Ca-Gehalte in den Feinwurzeln bis in 30 cm Tiefe zu erkennen. In der untersten Tiefenstufe (30 – 40 cm) ist diese Erhöhung geringer. Parallel hierzu gingen die Al-Gehalte der Feinwurzeln im Mineralboden bis 30 cm Tiefe nach der Kalkung von über 15 mg g⁻¹ auf z.T. deutlich unter 10 mg g⁻¹ zurück. Dadurch erhöhte sich das molare Ca/Al-Verhältnis bis zu dieser Tiefe auf Werte knapp über 0,1. In der organischen Auflage lag das Ca/Al-Verhältnis knapp über 1, während es im tieferen Mineralboden ab 30 cm Tiefe praktisch unverändert unter 0,1 bleibt.

Die trendbereinigten N-Gehalte der Feinwurzeln wiesen nur geringfügige Veränderungen nach der Kalkung auf. Aufgrund der starken Zunahme der Mg- und Ca-Gehalte, verengten sich die N/Mg- und N/Ca-Verhältnisse in allen Tiefenstufen (Abb. 5.22).

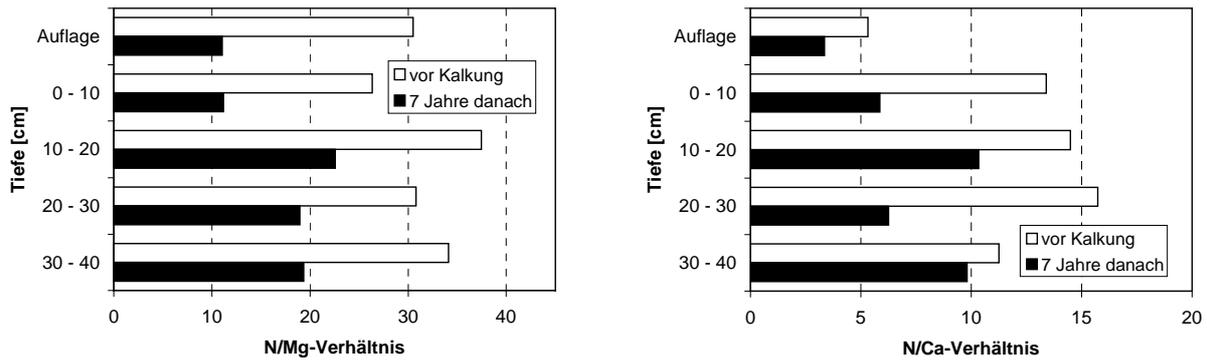


Abb. 5.22: Trendbereinigte N/Mg- und N/Ca-Verhältnisse in den Feinwurzeln vor (1989) und 7 Jahre nach (1997) der Ausbringung von 4 t ha^{-1} Dolomit auf der Kalkungsfläche (S4).

Die N/Mg-Verhältnisse sanken von über 30 auf knapp über 10 in den Feinwurzeln der Auflage und dem obersten Mineralboden bzw. auf ca. 20 im tieferen Mineralboden. Auch die N/Ca-Verhältnisse der Feinwurzeln im Mineralboden gingen von 13 bis 15 auf Werte zwischen 5 und 10 zurück. Nur in 30 bis 40 cm Tiefe fiel der Rückgang des N/Ca-Verhältnisses von 11 auf knapp 10 etwas geringer aus.

5.2.2.2 Tiefenverteilung der Feinwurzeln

In Tab. 5.14 sind die Feinwurzelbiomassen auf der Kontrollfläche und der Dolomitfläche für die Jahre 1989 (vor der Kalkung) und 1997 (7 Jahre danach) angegeben. Die größte Durchwurzelungsintensität ($> 3 \text{ g dm}^{-3}$) ist auf beiden Versuchsflächen in der organischen Auflage zu erkennen. Vor der Kalkausbringung war die Feinwurzelintensität auf der Dolomitfläche auch in 0 – 10 cm Tiefe mit $1,3 \text{ g dm}^{-3}$ sehr hoch.

Sieben Jahre nach der Kalkung betrug sie dann nur noch $0,4 \text{ g dm}^{-3}$. Daß die hohe Feinwurzelintensität in 0 – 10 cm Tiefe vor der Kalkung bzw. der Rückgang infolge der Kalkung kein Artefakt ist, geht aus der Zeitreihe in Abb. 5.23 hervor. Seit der Ausbringung des Dolomitgranulats nahm die Feinwurzelintensität im obersten Mineralboden kontinuierlich ab, so daß sie nach 7 Jahren bereits unter dem Wert der Kontrollfläche lag.

Tab. 5.14: Feinwurzelintensität ($s = \text{Standardabweichung}$) und -vorrat auf der Kontrollfläche (S1) und der 1990 mit 4 t ha^{-1} Dolomit gekalkten Fläche (S4) vor (1989) und 7 Jahre (1997) nach der Kalkausbringung.

Tiefe [cm]	Jahr	Feinwurzelintensität				Feinwurzelvorrat	
		S1		S4		S1	S4
		[g dm ⁻³]	s	[g dm ⁻³]	s	[t ha ⁻¹]	
Auflage	1989	3,80	(0,51)	3,05	(0,93)	2,42	2,55
	1997	3,36	(0,81)	3,57	(1,00)	2,74	2,45
0 – 10	1989	0,34	(0,16)	1,34	(0,47)	0,34	1,34
	1997	0,45	(0,11)	0,40	(0,09)	0,45	0,40
10 – 20	1989	0,28	(0,22)	0,40	(0,34)	0,28	0,40
	1997	0,38	(0,16)	0,20	(0,16)	0,38	0,20
20 – 30	1989	0,17	(0,14)	0,25	(0,24)	0,17	0,25
	1997	0,31	(0,13)	0,18	(0,11)	0,31	0,18
30 – 40	1989	0,16	(0,02)	0,15	(0,06)	0,16	0,15
	1997	0,12	(0,13)	0,09	(0,08)	0,12	0,09
Summe	1989					3,37	4,71
	1997					4,00	3,31

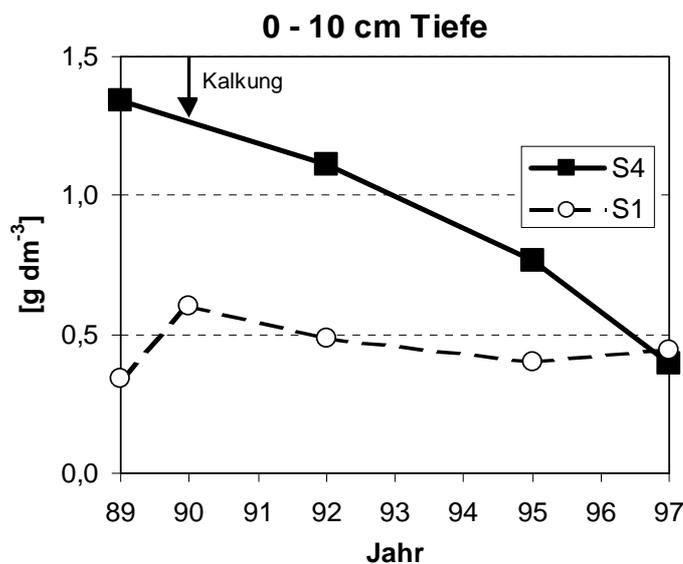


Abb. 5.23: Zeitreihe (1989 – 1997) der Feinwurzelintensität im obersten Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) auf der Kontrollfläche (S1) und der 1990 (mit Pfeil markiert) mit 4 t dolomitischem Kalk pro Hektar behandelten Fläche S4 am Standort Schluchsee.

Da die Feinwurzelmenge zwischen den Inventurterminen auch auf der Kontrollfläche größeren Schwankungen unterlag, werden die Feinwurzelmengen im folgenden wiederum trendbereinigt angegeben. Hierzu wurden die Feinwurzelintensitäten der Kalkungsfläche im Jahr 1997 mit einem Faktor multipliziert, der sich aus dem Quotienten zwischen den Feinwurzelintensitäten auf der Kontrollfläche im Beobachtungsjahr und der ersten Probenahme (1989) ergab (vgl. Kap. 5.2.2.1). In Abb. 5.24 ist die Feinwurzelverteilung vor und 7 Jahre nach der dolomitischen Kalkung auf der Versuchsfläche S4 dargestellt. Es ist eine deutliche Zunahme der Feinwurzelintensität in der organischen Auflage sowie eine Abnahme im Mineralboden zu erkennen. Besonders ausgeprägt war der Rückgang der Feinwurzelintensität im obersten Mineralboden (0- 10 cm Tiefe). Aber auch in allen anderen Mineralbodenstufen war ein Rückgang der Durchwurzelung festzustellen.

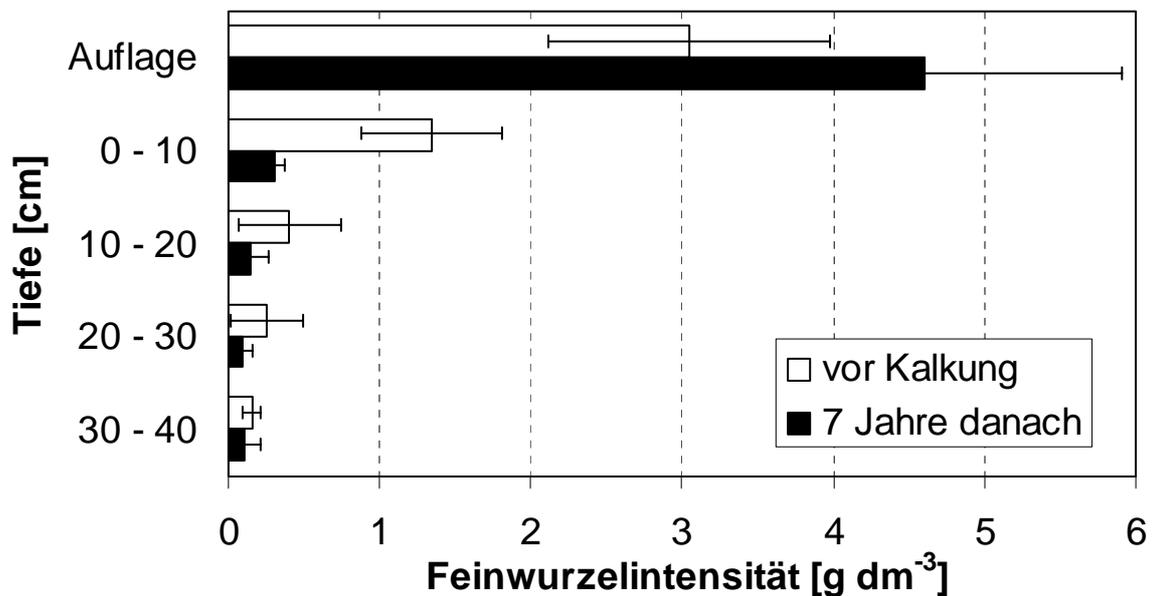


Abb. 5.24: Trendbereinigte Feinwurzelverteilung vor (1989) und 7 Jahre nach (1997) Ausbringung von 4 t ha⁻¹ dolomitischen Kalk am Standort Schluchsee (S4).

Insgesamt nahm der Feinwurzelvorrat nach der Kalkung von 4,7 t ha⁻¹ auf 3,3 t ha⁻¹ ab (Tab. 5.14). Dabei nahm die Bedeutung der organischen Auflage für die relative Feinwurzelverteilung im Tiefenprofil von 54 % auf 86 % zu (Abb. 5.25). Insgesamt kann somit eine eindeutige Verflachung des Feinwurzelsystems als mittelfristige Reaktion auf die Kalkgabe am ARINUS-Standort Schluchsee festgehalten werden.

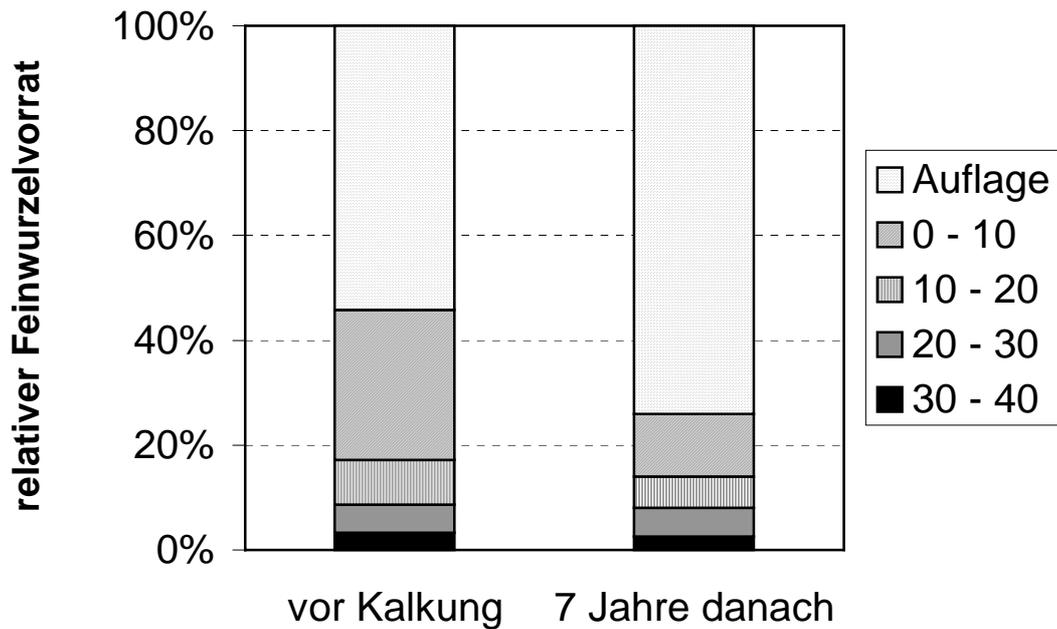


Abb. 5.25: Trendbereinigte relative Verteilung des Feinwurzelvorrats vor (1989) und 7 Jahre nach (1997) Ausbringung von 4 t ha⁻¹ dolomitischem Kalk am Standort Schluchsee (S4).

5.2.2.3 Nährstoffvorräte in der Feinwurzelbiomasse

Die Elementvorräte in der Feinwurzelbiomasse sind in Tab. 5.15 dargestellt. Aufgrund der starken Abnahme der Feinwurzelbiomasse und mehr oder weniger unveränderter N-, S-, P- und K-Gehalte (vgl. Kap. 5.2.2.2) nahmen auch die N-, S-, P- und K-Vorräte deutlich ab. Nur die Ca- und Mg-Vorräte stiegen von ca. 8 kg ha⁻¹ (Ca) bzw. 2 kg ha⁻¹ (Mg) auf 10,5 kg ha⁻¹ (Ca) bzw. 3,5 kg ha⁻¹ (Mg) an. Die in den Feinwurzeln zusätzlich gespeicherten Ca- und Mg-Vorräte machen somit jeweils weniger als 1 % der mit dem Dolomit ausgebrachten Ca- (880 kg ha⁻¹) bzw. Mg- Menge (410 kg ha⁻¹) aus. Die Al-Vorräte in der Feinwurzelbiomasse gingen dagegen wegen der reduzierten Biomassen und der geringeren Al-Gehalte von 40 kg ha⁻¹ auf knapp 13 kg ha⁻¹ zurück.

Tab. 5.15: Elementvorräte von Feinwurzeln auf der Kontrollfläche (S1) und der 1990 mit 4 t ha⁻¹ Dolomit gekalkten Fläche (S4) vor (1989) und 7 Jahre (1997) nach der Kalkausbringung.

Tiefe	Jahr	N		S		P		K		Ca		Mg		Al	
		kg ha ⁻¹													
	Fläche	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4	S1	S4
Auflage	1989	32,79	35,14	2,76	2,84	2,27	2,38	4,83	4,94	6,06	6,60	1,33	1,15	7,19	8,07
	1997	31,36	27,88	2,52	2,13	2,30	1,92	5,74	5,23	6,65	9,55	1,48	2,94	6,72	5,43
0 - 10	1989	3,56	17,85	0,27	1,27	0,29	1,22	0,67	4,22	0,55	1,33	0,17	0,68	2,72	20,53
	1997	4,41	4,05	0,32	0,28	0,32	0,28	0,99	0,84	0,48	0,48	0,19	0,33	2,94	2,54
10 - 20	1989	3,45	5,23	0,22	0,36	0,22	0,30	0,49	0,77	0,37	0,36	0,11	0,14	2,14	4,45
	1997	3,56	1,99	0,28	0,13	0,26	0,13	0,99	0,41	0,34	0,17	0,13	0,10	3,62	1,77
20 - 30	1989	1,96	2,84	0,13	0,22	0,13	0,18	0,34	0,51	0,22	0,18	0,07	0,09	1,82	4,42
	1997	2,86	1,74	0,21	0,12	0,21	0,13	0,81	0,35	0,21	0,19	0,13	0,11	3,57	2,07
30 - 40	1989	1,67	1,65	0,14	0,14	0,12	0,13	0,41	0,26	0,15	0,15	0,07	0,05	3,07	2,35
	1997	1,10	0,82	0,09	0,06	0,08	0,06	0,30	0,17	0,09	0,07	0,06	0,05	1,82	1,04
Summe	1989	43,44	62,71	3,52	4,83	3,04	4,21	6,74	10,70	7,35	8,62	1,75	2,11	16,94	39,82
	1997	43,29	36,48	3,41	2,72	3,18	2,51	8,83	7,01	7,76	10,46	1,98	3,54	18,67	12,85

5.2.2.4 Diskussion

Das erhöhte Nährstoffangebot im Boden nach Kalkung spiegelte sich in signifikant höheren Ca- und Mg-Gehalten der Feinwurzeln wider. Die Kalkung führte nicht nur zu erhöhten Ca- und Mg-Gehalten, sondern auch zu einer deutlichen Verengung der N/Ca- bzw. N/Mg-Verhältnisse in den Feinwurzeln aller untersuchten Tiefenstufen. Legt man die für Nadeln aufgestellten Bereiche für ausreichende bis optimale Elementverhältnisse für N/Ca mit 3 bis 11 und N/Mg mit 8 bis 28 zu-

grunde (HÜTTL, 1991; STEFAN et al., 1997), so verbessert sich die Ernährungssituation der Feinwurzeln von unausgewogenen Verhältnissen hin zu harmonischen.

Während bei früheren Untersuchungen die Wirkung der dolomitischen Kalkung in Schluchsee auf die Feinwurzeln der organischen Auflage beschränkt blieb (CHOMIAK, 1993; RASPE et al., 1994), konnten 7 Jahre nach der Ausbringung tiefer reichende Wirkungen auf die Feinwurzelernährung festgestellt werden (vgl. WAGENBLAST, 1998). So war eine deutliche Erhöhung der Mg- und z.T. auch der Ca-Gehalte bis in 40 cm Tiefe zu beobachten (Abb. 5.22). Gleichzeitig nahmen die Al-Gehalte bis in 30 cm Tiefe deutlich ab. Diese Entwicklung steht im Einklang mit den im Boden ablaufenden Prozessen nach Kalkung. Unmittelbar nach der Ausbringung konnte durch Austauschprozesse eine Verdrängung von Al-Ionen an den Austauschern in der organischen Auflage in Schluchsee festgestellt werden. Dies führte zunächst zu einem starken Anstieg der Al-Konzentration im Bodensickerwasser (ARMBRUSTER und FEGER, 1998b). Auch in den Feinwurzeln war 2 Vegetationsperioden nach Kalkung ein starker Anstieg der Al-Gehalte zu erkennen (vgl. CHOMIAK, 1993). Im weiteren zeitlichen Verlauf gingen die Al-Konzentrationen im Bodensickerwasser allerdings auf die Ausgangswerte zurück, so daß die Al-Gehalte der Feinwurzeln im Mineralboden nach 7 Jahren entsprechend geringer waren. Gleichzeitig mit dem Rückgang der Al-Konzentration im Bodensickerwasser nahm zunächst die Mg- und später auch die Ca-Konzentration zu. Eine entsprechende Verlagerung dieser Ionen war auch in der Bodenfestphase zu finden (RASPE und FEGER, 1998a). Diese Befunde spiegeln sich in den 1997 festgestellten Mg- und Ca-Gehalten der Feinwurzeln wider. Dadurch stiegen die molaren Ca/Al-Verhältnisse bis in 30 cm Tiefe über 0,1 an, was nach ULRICH et al. (1984) einen „Grenzwert für irreversible Feinwurzelschädigungen“ darstellt. Dem ULRICH'schen Bewertungsrahmen zufolge hätten sich also die Überlebensbedingungen der Feinwurzeln im Mineralboden verbessert, wenn auch weiterhin von einem stark erhöhten Feinwurzelumsatz durch reversible Schädigungen ausgegangen werden muß. Dies sollte sich eigentlich in einer erhöhten Feinwurzelbiomasse im Mineralboden zeigen. Dem steht jedoch der beobachtete Rückgang der Feinwurzelintensität im Mineralboden entgegen. Die Gültigkeit dieses Bewertungsrahmens muß jedoch auch aufgrund unserer weiteren Düngungs- und Versauerungsexperimente angezweifelt werden (RASPE und FEGER, 1998b). Eine direkte toxische Wirkung von Al auf das Feinwurzelsystem der Fichte konnte ausgeschlossen werden. Die Bedeutung erhöhter Al^{3+} -Konzentrationen im Boden wird vielmehr in einer antagonistischen Hemmung der Ca- und Mg-Aufnahme gesehen (vgl. ZÖTTL, 1983).

Die dargestellten Ergebnisse belegen dagegen eindeutig eine weitere Verflachung des Feinwurzelsystems der Fichten als mittel- bis langfristige Folge der praxisüblichen Dolomitgabe am Standort Schluchsee. Diese Entwicklung deutete sich bereits bei früheren Feinwurzeluntersuchungen nach 2 bzw. 5 Vegetationsperioden nach der Kalkung an (CHOMIAK, 1993; RASPE et al., 1994; RASPE et al., 1997). Besonders betroffen von dem Rückgang der Feinwurzelmenge

ist der oberste Mineralboden, in dem eine kontinuierliche Abnahme seit der Kalkausbringung festgestellt wurde. Dadurch nahm die Bedeutung der organischen Auflage für die Ernährung und Wasserversorgung der Bäume zu. Ursache hierfür war ein stark verbessertes Mg^{2+} -Angebot in der Bodenfest- und -lösungsphase nach der dolomitischen Kalkung (vgl. Kap. 5.1). Außerdem wurde infolge der starken Anhebung des pH-Wertes die Mineralisationsleistung und Nitrifikation gefördert (vgl. Kap. 5.4.1 und RASPE und HORLACHER, 1998; WÖFELSCHNEIDER, 1994). Die dadurch sprunghaft verbesserte Nährstoffausstattung dieses Bodenkompartmentes führte offenbar zu einem chemotropischen Reiz, der das Feinwurzelswachstum noch stärker auf die Auflagehorizonte konzentrierte.

Eine zunehmende Konzentration des Feinwurzelswachstums auf den Oberboden nach Kalkungen fanden auch ZÖTTL (1964), MURACH und SCHÜNEMANN (1985) sowie SCHAAF und ZECH (1991). Ob es sich bei diesen Beobachtungen nur um Übergangszustände (BEESE und MEIWES, 1995) oder um längerfristige Phänomene handelt, ist derzeit jedoch noch nicht abschließend zu beurteilen. Möglicherweise wird nach über 10 Jahren bei zunehmender Tiefenwirkung des Kalkes eine bessere Mineralbodendurchwurzelung erreicht. So berichten KAUPENJOHANN (1995) und von WILPERT (persönl. Mitteilung) von einer Zunahme der Feinwurzelmasse im Mineralboden 25 bzw. 20 Jahre nach Kalkung, wobei auf diesen Standorten allerdings erheblich höhere Dosierungen verwendet wurden als heute üblich. Die am ARINUS-Standort Schluchsee beobachtete Verflachung des Wurzelsystems nach Kalkung bewirkt für einen längeren Zeitraum eine erhöhte Abhängigkeit der Bestandesernährung von den Oberbodenverhältnissen. Deshalb wird eine Verbesserung der Bestandesstabilität möglicherweise über Jahrzehnte hinweg nicht erreicht (RASPE, 1998). Eine zunehmende Empfindlichkeit gegenüber einer Austrocknung des Oberbodens in Jahren mit extremer Witterung ist daher wahrscheinlich.

5.3 Bodenchemischer Zustand

5.3.1 Schluchsee

5.3.1.1 Veränderungen in den ersten 5 Jahren nach der Kalkung

Die Veränderungen bodenchemischer Kennwerte in den ersten fünf Jahren nach der dolomitischen Kalkung in Schluchsee wurden bereits ausführlich von RASPE und FEGER (1998a) beschrieben. Hier erfolgt deshalb nur eine kurze Zusammenfassung der Ergebnisse. Durch Lösung eines Teils des Dolomits kam es zwei Jahre nach Ausbringung zu einer Erhöhung der NH_4Cl -extrahierbaren Mg^{2+} - und Ca^{2+} -Gehalte in der Auflage und 0 – 10 cm Bodentiefe. Fünf Jahre nach Ausbringung wurde dies auch im tieferen Mineralboden festgestellt. Durch die Kalkung stark angestiegen war die Basensättigung in der Auflage und mit fortschreitender Kalkwirkung

auch im oberen Mineralboden. Deutlich angestiegen waren bis in 20 cm Bodentiefe die Ca/Al- und Mg/Al-Molverhältnisse im NH₄Cl-Bodenextrakt, aber auch bis in 80 cm Tiefe waren zuletzt weitere Verhältnisse zu verzeichnen. Nach Kalkung stiegen zunächst nur die pH-Werte in den obersten Tiefenstufen an (WÖLFELSCHNEIDER, 1994; SEITER, 1995; BÖER, 1997), fünf Vegetationsperioden nach Kalkausbringung war dann die Bodenreaktion im gesamten Profil deutlich angestiegen (RASPE und FEGER, 1998a).

5.3.1.2 Versuchsjahr 1997

Am Standort Schluchsee wurden im Jahresmittel 1997 in der Auflage der gekalkten Fläche deutlich höhere pH-Werte gemessen als auf der Kontrolle (Tab. 5.16).

Tab. 5.16: Mittelwerte (\pm SD; $n = 40$) der Bodenreaktion (pH in CaCl₂) am Standort Schluchsee für den Zeitraum Juni '97 - Oktober '97.

	Kontrolle	Dolomit
	S1	S4
Auflage	2,9 \pm 0,1	4,0 \pm 0,8
0 – 10 cm	3,2 \pm 0,2	3,3 \pm 0,2

Sieben Jahre nach Ausbringung des dolomitischen Kalkes waren die pH-Unterschiede in 0 – 10 cm Bodentiefe jedoch gering. Zu ähnlichen Beobachtungen mittelfristiger Kalkwirkungen auf die Bodenreaktion in Auflage und oberem Mineralboden kamen KRAUSS (1997), MEUSER (1996), NEBE et al. (1997), RANGER et al. (1994) sowie REMDE et al. (1993). Am Standort Schluchsee scheint sich sieben Jahre nach Ausbringung der Kalkeinfluß auf die Bodenreaktion wieder abzuschwächen. So konnte BÖER (1997) sechs Jahre nach Kalkung in Of/h- bzw. Ah-Proben noch größere pH-Unterschiede zwischen S1 und S4 messen. Der Rückgang der pH-Werte im oberen Mineralboden auf der gekalkten Fläche deutet sich auch im Tiefenprofil der pH-Werte der Bodeninventurproben vom Oktober 1997 an (Abb. 5.26).

Nach einer Literaturlauswertung von MARSCHNER (1995) kann es bei geringen Auflagemächtigkeiten und abhängig von der Humusform auch innerhalb weniger Jahre zum pH-Anstieg im Mineralboden kommen (vgl. JANDL, 1996), gefördert u. U. durch verstärkte Bioturbation (vgl. von ZEJSCHWITZ, 1998). Neben dem texturbedingt hohen Grobporenanteil bedingt auch die tiefgrabende Regenwurmart *Lumbricus badensis* (LAMPARSKI, 1985) am Standort Schluchsee einen hohen Makroporenanteil und fördert dadurch die Tiefenwirkung des Kalkes.

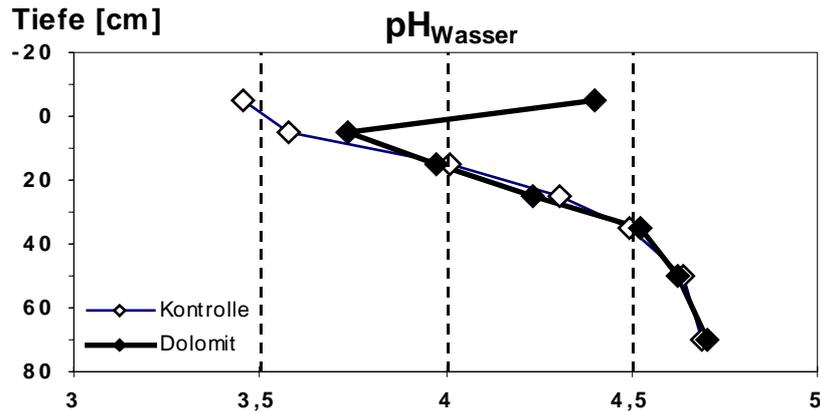


Abb. 5.26: Tiefenfunktionen der Bodenreaktion ($\text{pH}_{\text{Wasser}}$) am Standort Schluchsee im Oktober 1997.

Infolgedessen kam es in den Jahren nach Kalkausbringung auch zur Erhöhung der pH-Werte in größeren Bodentiefen (RASPE und FEGGER, 1998a). Die nachlassende Pufferwirkung des Kalks ist möglicherweise die Ursache für die jetzt wieder tiefer liegenden pH-Werte. Sieben Jahre nach der dolomitischen Kalkung war im tieferen Mineralboden eine Erhöhung der NH_4Cl -extrahierbaren Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte zu beobachten (Abb. 5.27; Tab. 5.17).

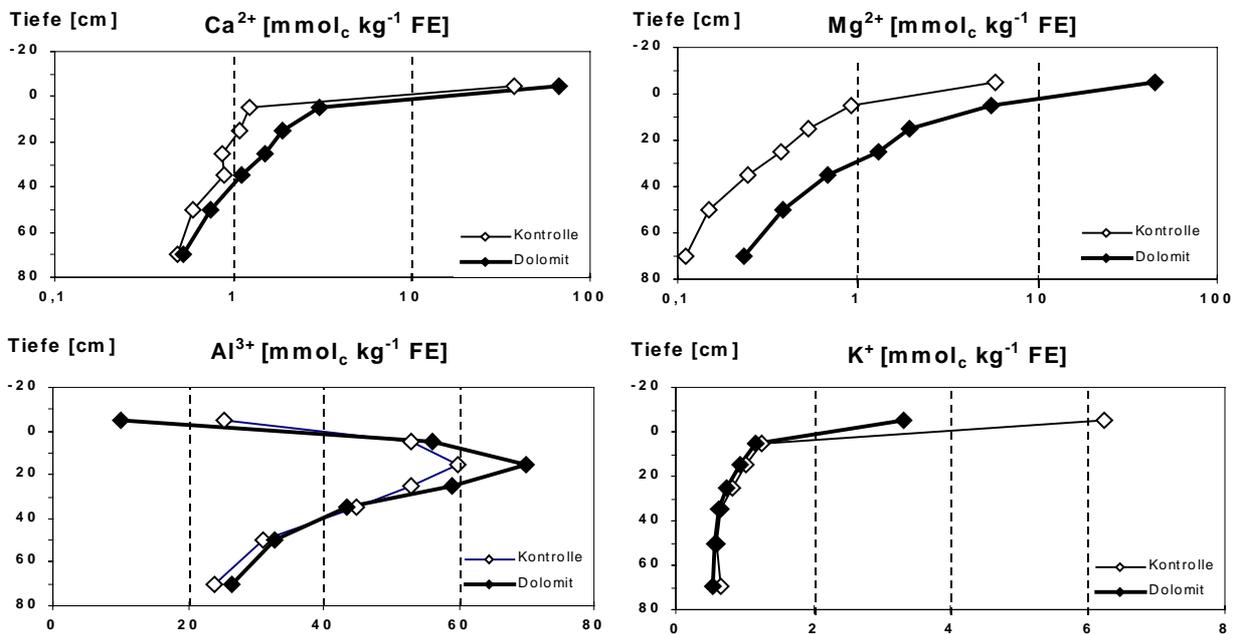


Abb. 5.27: Austauschbare Ca^{2+} -, Mg^{2+} -, Al^{3+} - und K^{+} -Gehalte im NH_4Cl -Extrakt auf der Kontroll- und der Dolomitfläche 7 Jahre nach Ausbringung von 4 t ha^{-1} Dolomit.

Tab. 5.17: Eigenschaften der Bodenfestphase auf der Kontroll- und der Dolomitfläche des Standorts Schluchsee sieben Jahre nach Ausbringung von 4 t ha⁻¹ Dolomit (KAK_e = effektive Kationenaustauschkapazität, BS = Basensättigung).

Kontrolle											
Tiefe	pH_(CaCl₂)	H⁺	Al³⁺	Ca²⁺	Mg²⁺	K⁺	Na⁺	Mn²⁺	Fe³⁺	KAK_e	BS
[cm]											[%]
					[mmol _c kg ⁻¹ FE]						
Auflage	2,8	45,2	25,2	37,4	5,8	6,2	1,1	1,0	8,2	130,1	37,9
0-10	3,0	19,0	53,0	1,2	0,9	1,3	0,7	0,1	7,2	83,4	5,0
10-20	3,4	12,8	59,8	1,1	0,5	1,0	0,6	0,2	5,6	81,6	4,0
20-30	3,7	8,6	53,0	0,9	0,4	0,8	0,6	0,3	3,3	67,8	3,9
30-40	3,9	5,3	44,9	0,9	0,2	0,7	0,7	0,3	1,8	54,8	4,5
40-60	4,1	4,8	31,1	0,6	0,2	0,6	0,7	0,2	0,7	38,7	5,5
60-80	4,2	3,8	23,9	0,5	0,1	0,7	0,8	0,2	0,3	30,1	7,0
Dolomit											
Auflage	3,7	14,0	<10,0*	67,1	45,2	3,3	1,3	1,0	3,6	145,5	76,8
0-10	3,1	17,9	56,2	3,0	5,6	1,2	0,5	0,0	6,4	90,8	11,1
10-20	3,3	12,0	70,0	1,9	2,0	0,9	0,6	0,1	6,5	94,0	5,7
20-30	3,6	7,0	59,0	1,5	1,3	0,7	0,5	0,2	4,2	74,4	5,4
30-40	3,9	5,4	43,6	1,1	0,7	0,6	0,5	0,2	2,2	54,2	5,6
40-60	4,0	4,1	32,8	0,7	0,4	0,6	0,5	0,2	1,0	40,2	5,4
60-80	4,1	3,2	26,4	0,5	0,2	0,5	0,5	0,1	0,4	31,8	5,4

* einzelne Werte unter der Nachweisgrenze (< 7 mmol_c kg⁻¹ FE)

Ebenfalls erhöht waren die Gehalte in der Auflage. Allerdings ist es möglich, daß methodisch bedingt ein Teil des karbonatisch gebundenen Ca und Mg nach Extraktion mit 0,5 M NH₄Cl miterfaßt wird und es somit zu einer Überschätzung der austauschbaren Gehalte sowie der Basensättigung und Kationenaustauschkapazität in der Auflage kommt (vgl. RASPE und FEGER, 1998a). Infolge des schneller löslichen und mobileren Mg-Anteils des Dolomits waren die Mg²⁺-Gehalte bis in 80 cm Tiefe erhöht. Dagegen war eine signifikante Verlagerung von Ca²⁺ nur bis in 40 cm Tiefe feststellbar. Nach MARSCHNER (1995) ist bei Verwendung dolomitischer Kalke aufgrund der höheren Löslichkeit und geringeren Bindungsstärke des Mg dessen Verlagerung und Bindung im Vergleich zu Ca bis in größere Tiefen nachweisbar (vgl. JANDL, 1996; KRAUSS, 1997; RANGER et al., 1994).

Das sauer wirkende Kation Al³⁺ wurde sieben Jahre nach Kalkung durch die mit der dolomitischen Kalkung ausgebrachten Ca²⁺- und Mg²⁺-Ionen von der Auflage in den tieferen Mineral-

boden bis in 30 cm Tiefe verdrängt (Abb. 5.27; Tab. 5.17). RASPE und FEGER (1998a) beobachteten fünf Jahre nach der Kalkung ebenfalls eine Verdrängung saurer Kationen (H^+ , Al^{3+} , Fe^{3+}) in die Tiefe. Auch von ZEZSCHWITZ (1998) beobachtete acht Jahre nach Kalkung eine Tiefenverlagerung von Al^{3+} -Ionen. Eine Verdrängung des austauschbaren Aluminiums fünf Jahre nach Kalkung allerdings ohne Anreicherung bis in 30 cm Tiefe stellte JANDL (1996) fest. Auch RANGER et al. (1993) konnten bis in 60 cm Tiefe sechs Jahre nach Kalkung keine Anreicherung des aus der Auflage verdrängten Aluminiums messen.

Lediglich in der Auflage der gekalkten Fläche in Schluchsee waren die austauschbaren K^+ -Gehalte erniedrigt (Abb. 5.27; Tab. 5.17). Im Mineralboden bis 80 cm Tiefe waren K^+ -Ionen nicht in verstärktem Maße von den Austauschern verdrängt worden. RASPE und FEGER (1998a) stellten in den Jahren zuvor dagegen noch in 40 cm Bodentiefe erniedrigte K^+ -Gehalte fest. Die Wirkung der dolomitischen Kalkung auf die NH_4Cl -austauschbaren K^+ -Gehalte scheint sich 7 Jahre nach Ausbringung auf die Auflage zu beschränken. Dagegen stellten RANGER et al. (1994) sechs Jahre nach Kalkung von der Auflage bis in 20 cm Bodentiefe reduzierte austauschbare K^+ -Gehalte fest. Aber auch von nahezu unveränderten Gehalten an austauschbarem K^+ in der Auflage und 0 – 5 cm Bodentiefe 6 Jahre nach Kalkung wird berichtet (KRAUSS, 1997).

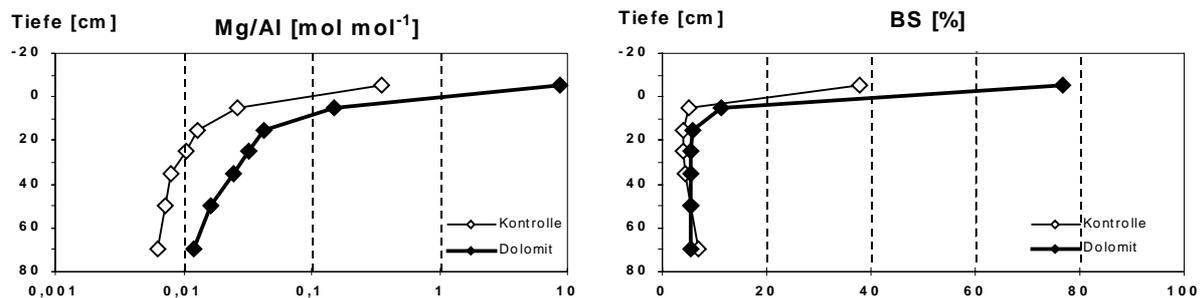


Abb. 5.28: Tiefenfunktionen der molaren Mg/Al-Verhältnisse (NH_4Cl -Extrakt) und der Basensättigung (BS) auf der Kontroll- und der Dolomitfläche sieben Jahre nach Ausbringung von $4 t ha^{-1}$ Dolomit.

Infolge der bis in 80 cm Tiefe angestiegenen NH_4Cl -extrahierbaren Mg^{2+} -Gehalte stiegen sieben Jahre nach Kalkung die molaren Mg/Al-Verhältnisse an (Abb. 5.28). Zwei Jahre zuvor waren sie vor allem in den obersten drei Tiefenstufen des Mineralbodens angestiegen (RASPE und FEGER, 1998a). Die Basensättigung in der Auflage stieg auf nahezu 80 % an (Abb. 5.28; Tab. 5.17). Auch bis in 40 cm Bodentiefe war ein Anstieg des Anteils der Basen an der effekt. Kationenaustauschkapazität zu beobachten. Die sieben Jahre nach Kalkausbringung in der Auflage im Vergleich zur vorangegangenen Bodeninventur (RASPE und FEGER, 1998a) wieder zurückgegangenen Werte für die BS sind möglicherweise Ausdruck der nachlassenden Kalk-

wirkung. Bereits sechs Jahre nach Applikation von $3 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3$ konnten z. B. REMDE et al. (1993) eine Wirkung der Düngung auf den Kationenaustausch der Auflage nicht mehr nachweisen. Die Abhängigkeit der Kalkwirkung von Standortseigenschaften kommt in der standörtlichen Variation der Veränderung der Basensättigung nach Kalkung zum Ausdruck. KRAUSS (1997) stellte z.B. eine im Vergleich zu Schluchsee deutlich langsamere Basenverlagerung im Bodenprofil fest, sieben bis acht Jahre nach Kalkung. Aber auch von einer deutlich stärkeren Erhöhung der Basensättigung bis in 50 cm Tiefe fünf Jahre nach Kalkung wird berichtet (JANDL, 1996). Selbst 70 Jahre nach Kalkausbringung waren erhöhte Basensättigungen noch in Tiefen bis zu 70 cm nachweisbar (MARSCHNER, 1995).

5.3.2 Vergleichsstandorte

Im Folgenden wird der bodenchemische Zustand von Auflage und Mineralbodenproben aus 0 – 10 cm Tiefe der süddeutschen Vergleichsstandorte vom Oktober 1997 mit denen der Bodeninventur am Standort Schluchsee vom Oktober '97 vergleichend dargestellt und diskutiert. Nach Kalkung kam es in den Auflagen aller Standorte zu einer deutlichen Erhöhung der pH-Werte (Tab. 5.18). Gering blieben jedoch die Veränderungen der Bodenreaktion in 0 – 10 cm Bodentiefe. Der Einfluß einer dolomitischen Kalkung auf die Bodenreaktion scheint sieben bis dreizehn Jahre nach Ausbringung auf die Auflage beschränkt zu bleiben. SCHÜLER (1995) konnte dementsprechend 5 Jahre nach Kalkung in Adenau und Idar-Oberstein nur im Humus-sickerwasser reduzierte Aziditäten messen, jedoch keine Unterschiede im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe. Ursache ist die hohe Basenneutralisationskapazität (BNK) der protonierten funktionellen Gruppen im Humus (KREUTZER, 1995). Am größten ist die BNK des Humus am Standort Schluchsee, da dort in der Auflage nach dolomitischer Kalkung die stärkste pH-Erhöpfung gemessen wurde. Bei vergleichbarer Dauer der Kalkwirkung und ausgebrachter Dosis ist die Kapazität der organischen Auflage zur Basenneutralisation in Adenau und Idar-Oberstein geringer. Ob es jedoch in den Folgejahren durch Einwaschung von Kalkpartikeln oder verstärkte Wühlaktivität von Bodenorganismen auch zu einem pH-Anstieg im Mineralboden kommt, ist unklar (vgl. MARSCHNER, 1995). Die tiefreichende Aktivität der Regenwurmart *Lumbricus badensis* in Schluchsee könnte diese Entwicklung möglicherweise begünstigen. Trotz flächig veränderter Humusform mit einem höheren Grobporenanteil waren jedoch im Höglwald 13 Jahre nach Kalkausbringung die pH-Werte in 0 – 10 cm Tiefe nur geringfügig verändert. Bereits 11 Jahre nach der Kalkung zeigte sich deutlich die beginnende Wiederversauerung bis in 10 cm Bodentiefe (HUBER, 1996; ROTHE, 1996). Die nachlassende Pufferwirkung des Dolomits trotz Einmischung durch epigäische Regenwurmart (v.a. *Lumbricus rubellus*) und die durch Streueintrag geförderte Wiederversauerung scheint hierfür die Ursache zu sein. Neben der Humusform und -mächtigkeit sowie der Bodenfauna ist die Tiefenwirkung einer Kalkung auf die Bodenazidität demnach auch von der Dauerhaftigkeit der Pufferwirkung des Kalks abhängig.

Tab. 5.18: Mittlere pH-Werte (\pm SD) gemessen in 0,01 M CaCl₂ von Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm) an den süddeutschen Standorten im Oktober 1997.

		Adenau		Höglwald	Idar-Oberstein	Schluchsee			
Kontrolle	Auflage	2,9 \pm 0,1		2,9 \pm 0,1	3,1 \pm 0,1	2,9 \pm 0,1			
	0 – 10 cm	3,0 \pm 0,1		3,4 \pm 0,1	3,7 \pm 0,4	3,1 \pm 0,1			
Dolomit	Auflage	3 t	3,3 \pm 0,6	5 t	3,6 \pm 0,4	3,4 \pm 0,2	3,6 \pm 0,8		
	0 – 10 cm		3,1 \pm 0,2		3,1 \pm 0,1		3,7 \pm 0,1	3,8 \pm 0,1	

In den Auflagen der Versuchsflächen in Adenau, Idar-Oberstein und Schluchsee lagen nach dolomitischer Kalkung die mit NH₄Cl-extrahierbaren Gehalte an Ca und Mg deutlich höher als auf den Kontrollflächen (Abb. 5.29). Zu beachten ist auch hier, daß methodisch bedingt beim Ausschütteln der Proben noch freier Kalk in Lösung gehen kann und deshalb die austauschbaren Gehalte in der Auflage überschätzt werden (vgl. Kap. 5.3.1).

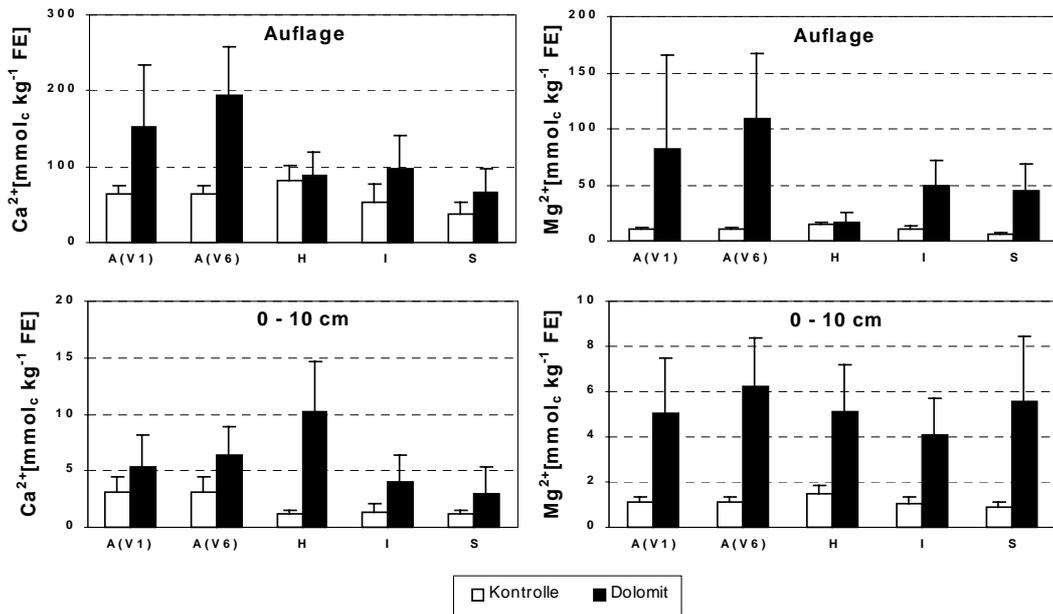


Abb. 5.29: Austauschbare Ca²⁺- und Mg²⁺-Gehalte (\pm SD) im NH₄Cl-Extrakt in Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm) aller untersuchten Standorte in Süddeutschland im Oktober 1997.

In Adenau kam es durch die höhere Kalkdosis (5 t ha⁻¹) auch zu den größeren Veränderungen im Vergleich zur Versuchsfläche, auf der nur 3 t ha⁻¹ Dolomit ausgebracht worden waren. In der Auflage des ältesten untersuchten Kalkungsversuchs im Höglwald waren die Unterschiede im Oktober 1997 gering, da sich bereits 7 Jahre vor der Probenahme der dolomitischer Kalk

vollständig aufgelöst hatte (vgl. KREUTZER, 1995) und in den Folgejahren Ca und Mg in die Tiefe verfrachtet bzw. zu einem kleinen Teil auch von der Vegetation aufgenommen worden waren. In 0 – 10 cm Tiefe lagen jedoch auf allen Kalkungsflächen die austauschbaren Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte höher wie auf den unbehandelten Kontrollflächen. Bei den neueren Versuchen war in 0 – 10 cm Tiefe der austauschbare Mg-Gehalt im NH_4Cl -Extrakt dabei deutlich stärker angestiegen wie der Ca-Gehalt aufgrund der höheren Löslichkeit und geringeren Bindungsstärke von Mg (vgl. MARSCHNER, 1995). Die Tiefenwirkung der Kalkung in Schluchsee ging wegen des hohen Grobporenanteils der Böden, der Aktivität der Regenwurmart *Lumbricus badensis* und höherer Niederschlagssummen (Tab. 3.1) über die in Adenau und Idar-Oberstein beobachtete hinaus (vgl. Kap. 5.3.1).

Im Unterschied zu den neueren Versuchen war dreizehn Jahre nach Ausbringung von 4 t ha^{-1} Dolomit im Höglwald der Anstieg des mit NH_4Cl -extrahierbaren Ca^{2+} -Gehaltes im Mineralboden (0 – 10 cm) größer wie der des Mg^{2+} -Gehaltes. Möglicherweise war ein Großteil des mit dem Dolomit ausgebrachten Magnesiums in den Jahren nach der Ausbringung aufgrund geringer Bindungsstärke in größere Mineralbodentiefen unter 10 cm verlagert (vgl. KREUTZER, 1995) bzw. von der Vegetation aufgenommen worden.

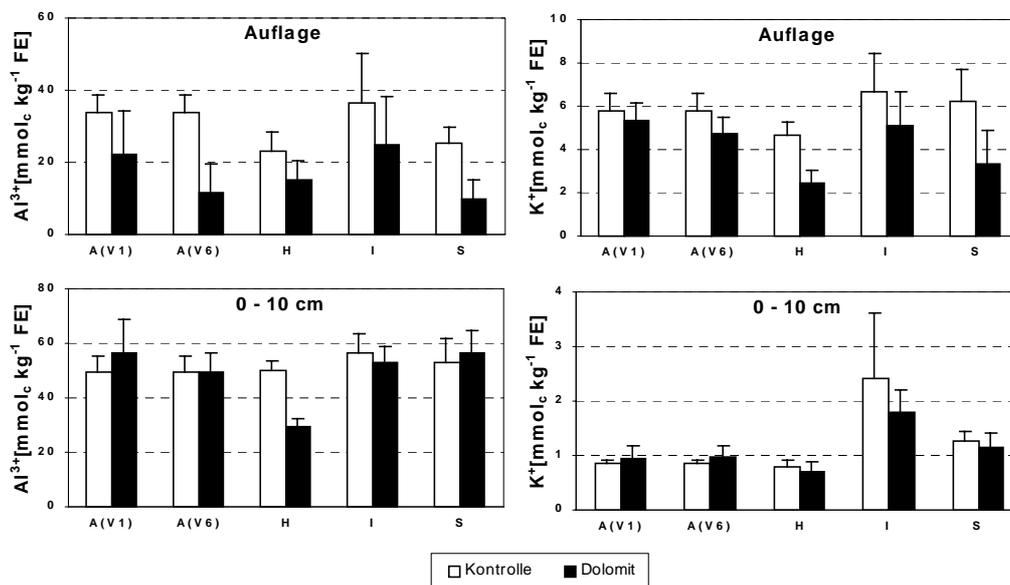


Abb. 5.30: Austauschbare Al^{3+} - und K^+ -Gehalte (\pm SD) im NH_4Cl -Extrakt in Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm) aller untersuchten Standorte in Süddeutschland im Oktober 1997.

Die Erhöhung der Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte in der Auflage der gekalkten Flächen führte zur Verdrängung von Al^{3+} -Ionen (vgl. MARSCHNER, 1995). Ersichtlich wird dies an niedrigeren NH_4Cl -austauschbaren Al^{3+} -Gehalten der gekalkten Auflagen (Abb. 5.30). Im oberen Mineralbo-

den (0 – 10 cm) wurde dies jedoch wegen der stärkeren Tiefenwirkung der Kalkung nur beim ältesten untersuchten Kalkungsversuch im Höglwald beobachtet. Dort war im Vergleich zu den anderen Standorten auch die größte Zunahme der austauschbaren Gehalte an M_b -Kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) zu verzeichnen (Tab. 5.20). Infolge der erhöhten Anteile von Mg^{2+} und Ca^{2+} am Austauscher konnte HUBER (1996) im Höglwald elf Jahre nach Kalkung eine Verringerung der Al-Konzentration des Sickerwassers aus 20 cm Tiefe messen. Möglicherweise ist an den anderen Standorten die kalkungsbedingte Erhöhung der M_b -Kationen in 0 – 10 cm Bodentiefe noch nicht ausreichend, um in größerem Ausmaß Al^{3+} -Ionen zu verdrängen.

Mit der Erhöhung der Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Gehalte in der Auflage der gekalkten Flächen der neueren Kalkungsversuche ging nicht in gleichem Maße eine Verdrängung der austauschbaren K^+ -Ionen einher (Abb. 5.30; Tab. 5.19). Wegen der großen Streuung der Einzelwerte deuten lediglich die Ergebnisse in Schluchsee eine Erniedrigung der NH_4Cl -extrahierbaren K^+ -Gehalte in der gekalkten Auflage an. Deutlich reduziert waren sie jedoch 13 Jahre nach Ausbringung im alten Kalkungsversuch im Höglwald. Vier Jahre nach Kalkung waren die mit NH_4Cl austauschbaren K^+ -Gehalte dagegen in der Auflage der Dolomitfläche noch höher wie auf der Kontrolle (KREUTZER, 1995). Ähnlich wie in der Auflage führten die Kalkungen auch in 0 – 10 Bodentiefe trotz deutlich erhöhter Gehalte an austauschbaren M_b -Kationen (Tab. 5.20) nicht zur Reduktion der austauschbaren K^+ -Gehalte. Auch in anderen Untersuchungen wurden nach Kalkungen standörtlich differenzierte Veränderungen der austauschbaren K^+ -Gehalte in Auflage und oberem Mineralboden festgestellt (vgl. KRAUSS, 1997; RANGER et al., 1994).

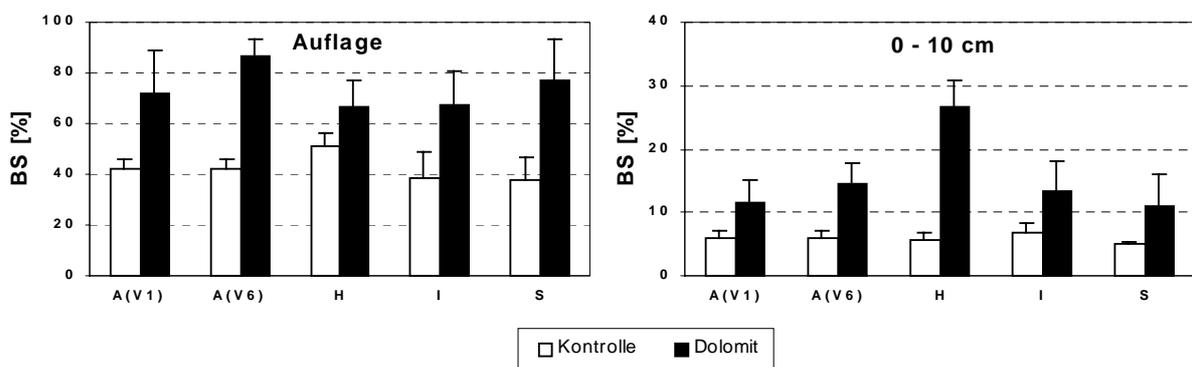


Abb. 5.31: Basensättigung (\pm SD) in Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm) an den süddeutschen Standorten im Oktober 1997.

Durch die Kalkungen stieg die Basensättigung der Auflagen 7 bis 13 Jahre nach Kalkausbringung auf 66 bis 86% an (Abb. 5.31; Tab. 5.19). Auch in 0 – 10 cm Tiefe war eine deutliche Zunahme der Basensättigung auf 11 bis 27% zu beobachten (Tab. 5.20). Dabei waren die Veränderungen bei den jüngeren Kalkungsversuchen vergleichbar, wobei am Standort Adenau wieder die

höhere Kalkdosis zu den größeren Veränderungen führte. Acht Jahre nach Kalkung wurde am Standort Adenau in 0 – 5 cm Tiefe auf der mit 3 t ha⁻¹ Dolomit gekalkten Fläche eine deutliche Zunahme der Basensättigung auf 25% festgestellt (FVA Rheinland-Pfalz, 1998). Die länger zurückliegende Kalkung im Höglwald wies wegen der nachlassenden Kalkwirkung in der Auflage die geringste, aufgrund der größeren Tiefenwirkung in 0 – 10 cm Bodentiefe die stärkste Erhöhung der Basensättigung nach Kalkung auf. Diese Tiefenwirkung wird auch durch einen Vergleich der jetzt gewonnenen Ergebnisse mit denen von KREUTZER (1995) deutlich, der 4 Jahre nach Kalkung in der Auflage noch deutlich höhere und in 0 – 10 cm Tiefe deutlich niedrigere Werte für die Basensättigung messen konnte (vgl. REITER et al., 1986; KREUTZER et al., 1991). Die Tiefenwirkung wird auch durch die von ROTHE (1996) elf Jahre nach Kalkung beobachtete nachhaltige Verbesserung der Basensättigung bis in 40 cm Tiefe deutlich.

Durch die dolomitischen Kalkungen wurden die C-, N- und S-Gehalte der Auflagen erniedrigt (Tab. 5.21). Als Ursachen hierfür kommen in Frage eine erhöhte CO₂-Produktion durch mikrobiellen Abbau, eine verstärkte Bioturbation, die Verlagerung gelöster organischer Verbindungen in den Mineralboden und eine Umverteilung der Wurzelbiomasse (vgl. KREUTZER, 1995; MARSCHNER, 1995).

Tab. 5.19: NH₄Cl-lösliche Elementgehalte in Auflageproben der süddeutschen Standorte im Oktober 1997.

Kontrolle										
Standort	H⁺	Al³⁺	Ca²⁺	Mg²⁺	K⁺	Na⁺	Mn²⁺	Fe³⁺	KAK_e	BS
	[mmol _e kg ⁻¹ FE]									[%]
Adenau	63,0	33,7	63,7	10,0	5,8	2,5	6,0	9,9	194,6	42,0
Höglwald	48,6	23,2	82,2	14,5	4,7	1,5	16,1	7,8	198,6	51,5
Idar-Oberstein	41,3	36,5	52,4	9,8	6,7	1,5	19,0	7,9	175,1	38,4
Schluchsee	45,2	25,2	37,4	5,8	6,2	1,1	1,0	8,2	130,1	37,9
Dolomit										
A (3 t)	36,8	<22,1*	151,3	82,1	5,4	2,8	5,8	6,1	312,3	71,9
A (5 t)	19,2	<11,7*	194,7	109,3	4,8	2,3	8,6	2,8	353,4	86,4
H	20,6	<15,0*	87,8	17,1	2,4	0,8	8,8	5,5	158,2	66,3
I	16,4	24,9	98,0	49,7	5,1	1,3	18,3	3,4	218,6	67,5
S	14,0	10,0	67,1	45,2	3,3	1,3	1,0	3,6	145,5	76,8

* einzelne Werte unter der Nachweisgrenze (< 7 mmol_e kg⁻¹ FE)

Tab. 5.20: NH₄Cl-lösliche Elementgehalte in 0 – 10 cm Bodentiefe der süddeutschen Standorte im Oktober 1997 (Bezeichnung der Varianten siehe Tab. 4.1).

Kontrolle										
Standort	H⁺	Al³⁺	Ca²⁺	Mg²⁺	K⁺	Na⁺	Mn²⁺	Fe³⁺	KAK_c	BS
	[mmol _c kg ⁻¹ FE]									[%]
Adenau	34,0	49,2	3,1	1,1	0,8	0,9	0,7	12,1	102,0	5,8
Höglwald	16,4	49,9	1,1	1,5	0,8	0,9	2,5	3,4	76,5	5,6
Idar-Oberstein	13,4	56,6	1,4	1,1	2,4	0,8	3,2	3,4	82,2	6,8
Schluchsee	19,0	53,0	1,2	0,9	1,3	0,7	0,1	7,2	83,4	5,0
Dolomit										
A (3 t)	27,0	56,3	5,3	5,1	1,0	1,2	0,6	10,4	106,8	11,6
A (5 t)	26,8	49,4	6,4	6,3	1,0	0,9	0,8	8,5	99,9	14,6
H	12,1	29,3	10,2	5,1	0,7	0,8	2,0	2,2	62,4	26,6
I	10,8	53,1	3,9	4,1	1,8	0,8	2,7	1,9	79,0	13,4
S	17,9	56,2	3,0	5,6	1,2	0,5	0,1	6,4	90,8	11,1

Tab. 5.21: C-, N- und S-Gehalte sowie C/N-Verhältnisse in Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm) aller untersuchten Standorte in Süddeutschland im Oktober 1997.

	Kontrolle					Dolomit				
	Standort	C	N	S	C/N	Variante	C	N	S	C/N
	[mg g ⁻¹ FE]					[mg g ⁻¹ FE]				
Auflage	Adenau	390,1	14,9	2,1	26,1	3 t	332,9	13,3	1,8	25,1
						5 t	342,6	13,6	1,7	25,3
	Höglwald	326,9	12,4	1,9	26,3		130,9	5,6	0,7	23,4
	Idar-Oberstein	326,5	11,6	1,2	28,2		263,8	9,7	1,2	27,1
	Schluchsee	202,2	8,4	1,1	24,2		174,3	6,6	0,7	26,2
0 – 10 cm	Adenau	45,4	1,9	-	23,7	3 t	66,0	2,5	-	26,0
						5 t	57,1	2,2	-	25,6
	Höglwald	25,0	1,3	-	19,4		23,2	1,2	-	19,3
	Idar-Oberstein	52,3	2,3	-	22,6		57,2	2,6	-	22,0
	Schluchsee	27,1	1,5	-	17,7		29,0	1,5	-	19,3

Der Abbau bzw. die Umverteilung der Humusvorräte verlief im Höglwald wegen der längeren Einwirkungszeit des ausgebrachten Dolomits am intensivsten (vgl. HUBER, 1996). Nach AMMER (1992) deutet sich an, daß die Regenwürmer an diesem Standort aktiv am Rückgang der C- und N-Gehalte der gekalkten Auflage mitwirken. Wegen der erhöhten Abundanz von epigäischen Lumbriciden am Standort Schluchsee (WAGENBLAST, 1998) ist auch dort von einer aktiven Mitwirkung der Regenwürmer am Humusvorratsabbau nach Kalkung auszugehen. Dadurch kam es jedoch in Schluchsee im Gegensatz zu allen anderen untersuchten Standorten zu einer Erweiterung der C/N-Verhältnisse der gekalkten Auflage. WÖFELSCHNEIDER (1994) fand 2 – 3 Jahre nach Kalkung bereits Hinweise auf einen Anstieg des C-Abbaus im Of von S4 jedoch ohne veränderte C/N-Verhältnisse. Auch SEITER (1995) und BÖER (1997) fanden in den darauffolgenden Jahren Hinweise auf einen C-Abbau. Die 7 Jahre nach Kalkung festgestellte Erweiterung des C/N-Verhältnisses der Auflage gibt einen Hinweis auf ungünstigere Substrateigenschaften der organischen Substanz für am Abbau beteiligte Organismen. Auch LORENZ und RASPE (1997) beobachteten bei Versuchen zum Nadelstreuabbau auf S4 eine reduzierte Abbauleistung der Mikroorganismen, vermutlich Folge einer veränderten Zusammensetzung der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft. Bakterien werden gegenüber Pilzen durch die Anhebung der pH-Werte gefördert (vgl. ZELLES et al., 1990). Da aber pilzliche Organismen deutlich höhere Abbauleistungen für die organische Substanz besitzen (GISI et al., 1997), wird der überwiegend von Pilzen durchgeführte Abbau komplexer C-Polymere ebenfalls vermindert (vgl. XANDER und SCHINNER, 1986). Folgen könnten dementsprechend weitere C/N-Verhältnisse sein.

Auch an den rheinland-pfälzischen Standorten Adenau und Idar-Oberstein wurde nach Kalkung ein Rückgang der C-, N- und S-Gehalte sowie der C/N-Verhältnisse der Auflagen beobachtet. Dabei lagen die Gehalte in Idar-Oberstein auf einem insgesamt niedrigeren Niveau. SCHÜLER (1995) kam fünf Jahre nach Kalkung zu ähnlichen Ergebnissen bei den N-Gehalten und den C/N-Verhältnissen. Allerdings fiel der Rückgang geringer aus als sieben Jahre nach der Kalkung. Zum Teil wurden die nach Kalkung mobilisierten Nährstoffe aus dem Humus bei den neueren Kalkungsversuchen im Mineralboden (0 – 10 cm) wieder gebunden (Tab. 5.21). Ähnlich wie in der Auflage nahm daraufhin das C/N-Verhältnis in Schluchsee jedoch zu. WÖLFELSCHNEIDER (1994) konnte in dieser Tiefe auf S4 ebenfalls höhere C- und N-Gehalte messen, jedoch ein nahezu unverändertes C/N-Verhältnis. Auch in dieser Tiefe scheint demnach die organische Substanz eine für die Zersetzergemeinschaft ungünstigere Zusammensetzung zu besitzen.

Dreizehn Jahre nach Kalkung im Höglwald waren die Unterschiede in den C- und N-Gehalten in 0 – 10 cm Bodentiefe zwischen der Kontroll- und der Dolomitfläche deutlich geringer wie in der Auflage. Bereits sieben Jahre nach Kalkung kam KREUTZER (1995) für Proben aus 0 – 5 cm Tiefe zu ähnlichen Ergebnissen. Die Beobachtung, daß es nach den deutlichen C-Verlusten in der Auflage im Mineralboden nicht in gleichem Maße zu einer Zunahme der C-Gehalte kam, wird

nach KREUTZER (1995) dadurch verursacht, daß der C-Vorrat des Humus im Höglwald vor allem zu CO₂ durch Mikroorganismen veratmet wird.

5.3.3 Zusammenfassende Diskussion

In der gekalkten Auflage des Standorts Schluchsee wurden 7 Jahre nach Kalkausbringung noch deutlich erhöhte pH-Werte gemessen. Wegen nachlassender Pufferwirkung des Dolomits lagen die pH-Werte in größerer Bodentiefe im Vergleich zu früheren Bodeninventuren wieder tiefer. Auch an den drei süddeutschen Vergleichsstandorten war 9 – 13 Jahre nach Ausbringung der dolomitischen Kalkungen die Bodenreaktion der Auflage erhöht, in 0 – 10 cm Bodentiefe jedoch nahezu unverändert.

In der Auflage und im oberen Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) der neueren Kalkungsversuche deutlich erhöht waren die mit NH₄Cl-extrahierbaren Gehalte an Ca und Mg. Dabei stieg der austauschbare Mg-Gehalt wegen der höheren Löslichkeit dieses Elements in den ausgebrachten dolomitischen Kalkungen und der geringeren Bindungsstärke von Mg im Boden stärker an. Offensichtlich fördern höhere Grobporenanteile wie am Standort Schluchsee die Tiefenwirkung der Kalkung. Dementsprechend wurden bei der Bodeninventur auch in größerer Bodentiefe erhöhte austauschbar gebundene Gehalte an Ca und Mg gemessen. Der Erhöhung entgegen wirkt die nachlassende Wirksamkeit der Kalkung nach erfolgter Lösung. So wurden aufgrund der vollständigen Auflösung des Dolomits am Standort Höglwald im Vergleich zu früheren Untersuchungen wieder niedrigere austauschbare Gehalte an Ca und Mg in der gekalkten Auflage gemessen. Sowohl in der Auflage wie auch im oberen Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) wurde an den süddeutschen Standorten durch die Kalkung die Basensättigung angehoben.

Durch Abbau bzw. Umverteilung der Humusvorräte kam es in den gekalkten Auflagen zur Erniedrigung der C-, N- und S-Gehalte. Die lang andauernde Kalkwirkung im Höglwald förderte diese Prozesse am intensivsten. Teilweise wurden die in der Auflage mobilisierten Nährstoffe in 0 – 10 cm Bodentiefe wieder gebunden. Im Gegensatz zu Adenau, Idar-Oberstein und dem Höglwald erweiterten sich in Schluchsee die C/N-Verhältnisse in Auflage und 0 – 10 cm Bodentiefe der gekalkten Fläche. Dies gibt ein Hinweis auf ungünstigere Substrateigenschaften der organischen Substanz.

5.4 Bodenmikrobiologie

5.4.1 Schluchsee

5.4.1.1 Veränderungen in den ersten 6 Jahren nach der Kalkung

Im Rahmen mehrerer Diplomarbeiten und einer Doktorarbeit wurden in den Jahren nach der Dolomitmalkung 1990 verschiedene bodenmikrobiologische Parameter untersucht. Besonders für die Basalatmung, einem Maß mikrobieller Aktivität, liegt eine Vielzahl von Messungen vor. So fanden WÖLFELSCHNEIDER (1994) zwei bis drei Jahre und SEITER (1995) vier Jahre nach Kalkausbringung eine erhöhte Basalatmungsaktivität im Of-Horizont der gekalkten Fläche S4 im Vergleich zur Kontrolle S1. Dagegen wurden im Oh in beiden Untersuchungen keine kalkungsbedingten Veränderungen mikrobieller Aktivität festgestellt. WÖLFELSCHNEIDER (1994) fand auch im oberen Mineralboden (0 – 10 cm) keine Unterschiede zwischen den beiden Versuchsflächen. Sechs Jahre nach der Kalk-Ausbringung lag die Basalatmung im Auflagehorizont (Of/h) der gekalkten Fläche höher als auf der Kontrolle, in 0 - 10 cm Tiefe jedoch niedriger (BÖER, 1997).

SEITER (1995) fand in Proben von S4 für die Katalaseaktivität, einem integrierenden Maß längerfristiger mikrobieller Aktivität, niedrigere Werte im Of und höhere im Oh im Vergleich zur Kontrolle. Sechs Jahre nach der Kalkung war die Katalaseaktivität dann im Auflagehorizont und in 0 - 10 cm Tiefe gegenüber der Kontrolle gehemmt (BÖER, 1996).

Bestimmungen der Keimzahlen in Of- und Oh-Proben zwei bis drei Jahre nach Kalk-Ausbringung weisen auf eine Erhöhung der mikrobiellen Biomassen nach Kalkung hin (WÖLFELSCHNEIDER, 1994). In 0 - 10 cm Tiefe gab es jedoch nur geringe Unterschiede zwischen S1 und S4. Vier Jahre nach Ausbringung des Dolomits fand SEITER (1995) dann nur geringe Unterschiede in den mit der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmten mikrobiellen Biomassen in der Of-Lage von S1 und S4. Kleinere mikrobielle Biomassen fand sie jedoch im Oh der gekalkten Fläche (S4). Daraus leitete SEITER (1995) einen rationelleren C-Verbrauch der Mikroorganismen (metabolischer Quotient) in der Auflage der gekalkten Fläche ab.

Die N-Netto-Mineralisierung im Of und Oh lag zwei bis drei Jahre nach der Kalk-Ausbringung auf der gekalkten Fläche niedriger als auf der Kontrolle (WÖLFELSCHNEIDER, 1994). Dabei war nach Kalkung eine nahezu vollständige Nitrifikation feststellbar. Im Mineralboden (0 - 10 cm) waren die Unterschiede allerdings gering. Auch 6 Jahre nach der Kalkung wurden von BÖER (1997) bei nahezu vollständiger Nitrifikation ebenfalls niedrigere N-Netto-Mineralisierungsraten in der Auflage von S4 im Vergleich zur Kontrolle gemessen. Aber auch in 0 - 10 cm Tiefe lag die N-Netto-Mineralisierung nach Kalkung zu diesem Zeitpunkt bei nahezu vollständiger Nitrifikation niedriger. Die Proteaseaktivität, durch die die N-Freisetzung aus Proteinen

charakterisiert werden kann, wies in der Auflage der gekalkten Fläche drei Jahre nach der Kalkung nur geringe Unterschiede zur Kontrolle auf (HAMM, 1994). In 0 - 10 cm Tiefe lag die Proteaseaktivität auf S4 allerdings im Vergleich zur Kontrolle (S1) niedriger.

Die S-Netto-Mineralisierung wies im Of der Kalkungsfläche zwei bis drei Jahre nach Dolomitusbringung geringere Werte auf als auf der Kontrolle (WÖLFELSCHNEIDER, 1994). Gering waren die Unterschiede im Of und in 0 - 10 cm Tiefe. Auch 6 Jahre nach Kalkung stellte BÖER (1997) niedrigere S-Netto-Mineralisationsraten in der Auflage von S4 im Vergleich zu S1 fest. Wie schon drei bis vier Jahre zuvor, waren die Unterschiede in 0 - 10 cm Tiefe gering.

TRÜBY (1998) führte auf der Kontroll- und Kalkungsfläche kontinuierliche Messungen der CO₂-Emission des Bodens in Zeiten ohne Schneebedeckung durch. Vier bis sieben Jahre nach der Ausbringung war im Meßzeitraum ein Effekt der dolomitischen Kalkung auf die CO₂-Emission (mikrobielle Respiration und Wurzelrespiration) nicht nachzuweisen. TRÜBY (1998) erklärte dies mit Veränderungen im Mikroorganismenspektrum und einem wahrscheinlichen Wandel der Humusform.

Vier Jahre nach Kalk-Ausbringung wurden umfangreiche Streuabbauversuche an Fichtennadeln auf der Kontroll- und Kalkungsfläche angelegt (RASPE et al., 1996). In den Folgejahren wurde auf der dolomitisch gekalkten Fläche Fläche (S4) eine deutliche Reduktion des Abbaus der Nadelstreu sowie der mikrobiellen Biomasse und Aktivität beim Nadelstreuabbau festgestellt (LORENZ, 1997; RASPE und HORLACHER, 1998). Als Ursache der Hemmung des Nadelstreuabbaus wird eine Verschiebung des Artenspektrums der mikrobiellen Zersetzergemeinschaft in Betracht gezogen (LORENZ und RASPE, 1997).

5.4.1.2 Versuchsjahr 1997

Mikrobielle Aktivität

Die 7 Jahre zurückliegende Kalkung führte im Jahresmittel in der Auflage und 0 - 10 cm Bodentiefe nur zu geringen Unterschieden in der Basalatmung zwischen gekalkter Fläche (S4) und Kontrolle (Tab. 5.22). Die kurz nach Kalk-Ausbringung beobachtete Erhöhung der Brutto-Mineralisation im Of-Horizont (vgl. WÖLFELSCHNEIDER, 1994) scheint somit längerfristig wieder zurückzugehen. Lediglich an einzelnen Probenahmeterminen wurde auch eine Förderung mikrobieller Aktivität nach Kalkung in Auflage und 0 - 10 cm Tiefe festgestellt (Abb. 5.32). An einzelnen Terminen fanden auch SEITER (1995) und BÖER (1997) im Of bzw. Of/h höhere Basalatemungsaktivitäten mehrere Jahre nach der Kalkung. Um zu eindeutigeren Aussagen im Bezug auf Veränderungen der mikrobiellen Aktivität nach Kalkung zu gelangen, sind jedoch, wiederholte Basalatemungsmessungen im Jahresgang notwendig. Sieben Jahre nach Kalk-Ausbringung

sind die geringen Unterschiede nach einer anfänglichen Stimulierung der Mikroflora durch die Kalkung möglicherweise Ausdruck der Verknappung leicht verfügbarer C-Ressourcen (vgl. WOLTERS et al., 1995). An anderen Standorten scheinen diese Ressourcen allerdings länger verfügbar zu sein, da auch bei mehrmaligen Messungen 6 Jahre nach Kalkung höhere Basalatemungsaktivitäten beobachtet wurden (VALEUR und NILSSON, 1993). Eingeschränkt konnte dies auch 5 Jahre nach Kalkung bei einmaligen Messungen von BATH und ARNEBRANT (1994) sowie PRIHA und SMOLANDER (1994) gezeigt werden.

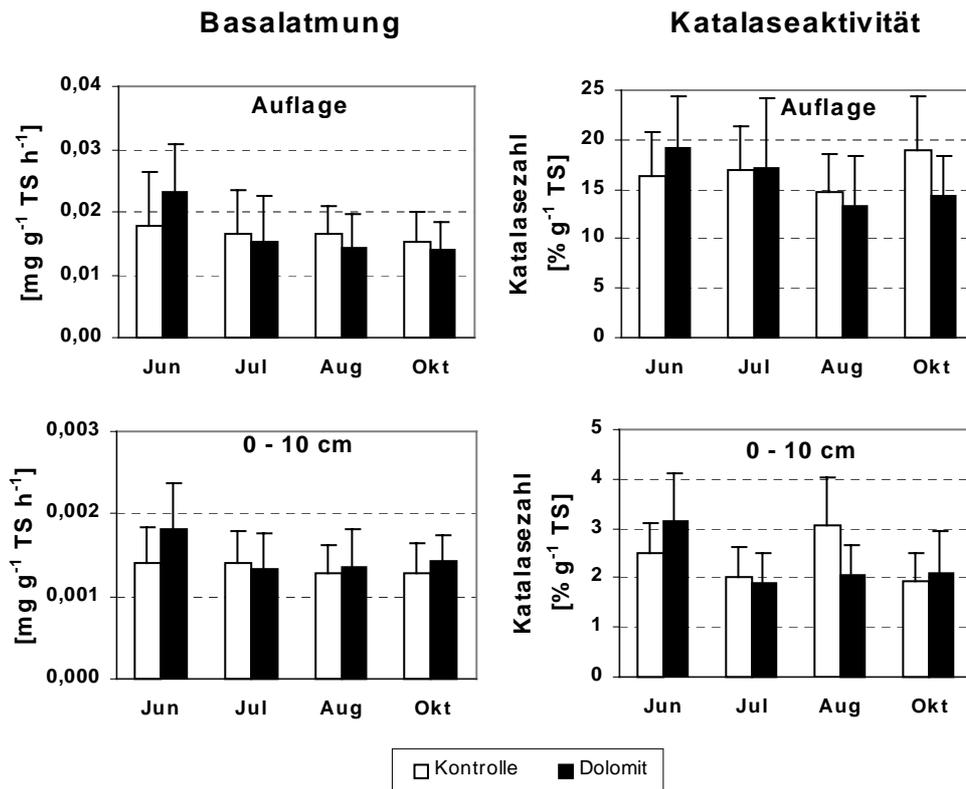


Abb. 5.32: Einfluß der dolomitischen Kalkung in Schluchsee auf Basalatemung und Katalaseaktivität (\pm SD) in Auflage und Mineralboden (0 - 10 cm) im Jahr 1997.

Wie bei der Basalatemung wurden für die Katalaseaktivität nur geringe Unterschiede zwischen Kontrolle und dolomitischer Kalkung in der Auflage und in 0 - 10 cm Bodentiefe festgestellt (Abb. 5.32; Tab. 5.22). SEITER (1995) und BÖER (1997) konnten (bei einmaliger Beprobung) in der Auflage 4 bzw. 6 Jahre nach der Kalk-Ausbringung noch Unterschiede feststellen. Möglicherweise hat sich aufgrund der pH-Unterschiede zwischen den Auflageproben von S1 und S4 (Mittelwerte 1997: pH in CaCl₂ 2,9 bzw. 4,0) das mikrobielle Artenspektrum verändert (vgl. WOLTERS et al., 1995; XANDER und SCHINNER, 1986). Unklar ist allerdings, ob diese verschiedenen Organismengruppen im gleichen Maße Katalase ausscheiden. Die Ergebnisse zur Be-

stimmung der Basalatmung weisen jedoch darauf hin, daß 7 Jahre nach Kalkung nur noch geringe Unterschiede in der mikrobiellen Aktivität von Auflage und oberstem Mineralbodenhorizont zwischen S1 und S4 bestehen.

Tab. 5.22: Mittelwerte (\pm SD) von Basalatmung, Katalaseaktivität und metabolischem Quotienten ($q\text{CO}_2$) in der Auflage und 0 – 10 cm Bodentiefe für den Zeitraum Juni '97 - Oktober '97 (Kontrolle S1, Dolomit S4).

	Basalatmung [mg CO ₂ g ⁻¹ TS h ⁻¹]	Katalaseaktivität [% g ⁻¹ TS]	Metabolischer Quotient [µg CO ₂ -C mg ⁻¹ C _{mik} h ⁻¹]
S1 Auflage	0,017 \pm 0,006	16,8 \pm 4,5	2,13 \pm 0,51
0 – 10 cm	0,001 \pm 0,001	2,4 \pm 0,7	1,56 \pm 0,99
S4 Auflage	0,017 \pm 0,006	16,0 \pm 5,3	2,64 \pm 0,66
0 – 10 cm	0,002 \pm 0,001	2,3 \pm 0,7	1,58 \pm 0,74

Mikrobielle Biomasse

Sieben Jahre nach Kalk-Ausbringung war die mikrobielle Biomasse in der Auflage der gekalkten Fläche S4 kleiner als auf der Kontrollfläche (Tab. 5.23). Auch WOLTERS et al. (1995) beobachteten nach Kalkung mittelfristig eine Reduktion der Biomasse der Mikroflora in der Auflage. BAATH und ARNEBRANT (1994) stellten dagegen ein mittelfristiges Anwachsen der mikrobiellen Biomasse in der Auflage einer gekalkten Parzelle fest. Nur geringe Veränderungen in den mikrobiellen C-Gehalten von Auflageproben nach Kalkung fanden dagegen PRIHA und SMOLANDER (1994).

Im Jahresgang lagen in Schluchsee die mikrobiellen N-Gehalte (Abb. 5.33) und die mikrobiellen P-Gehalte (Daten nicht gezeigt) der Auflageproben von S4 stets niedriger als die der Kontrolle (S1). Zwei bis drei Jahre nach Kalk-Ausbringung konnte WÖLFELSCHNEIDER (1994) noch höhere Keimzahlen in Of und Oh der gekalkten im Vergleich zur nicht gekalkten Fläche messen. Ein direkter Vergleich mit den vorliegenden, mit der Fumigations-Extraktions-Methode (FEM; Kap. 4.3) ermittelten Gehalten der mikrobiellen Biomasse ist jedoch nicht möglich. Durch Keimzahlbestimmungen auf einem Nährmedium werden sehr selektiv aktive und auf dem ausgewählten Nährmedium wachsende Mikroorganismen erfaßt. Dagegen wird mittels FEM auch die ruhende mikrobielle Biomasse bestimmt.

Bereits 4 Jahre nach Kalkung deuten jedoch die FEM-Ergebnisse von SEITER (1995) einen Rückgang der mikrobiellen Biomasse nach Kalkung an. Dieser mittelfristige Rückgang nach

kurzfristiger Förderung der mikrobiellen Biomasse in den Jahren nach Kalk-Ausbringung hat seine Ursache möglicherweise in der zunehmenden Verknappung anfänglich leicht verfügbarer Ressourcen (vgl. Basalatmung). Denkbar ist auch, daß infolge der kalkungsbedingten pH-Erhöhung die Pilzpopulation auf S4 nicht mehr in der Lage ist, optimale Stoffwechselleistungen zu erbringen und Prokaryoten diesen Verlust nicht ausgleichen konnten (vgl. ZELLES et al., 1990). Hinweise darauf geben auch die metabolischen Quotienten ($q\text{CO}_2$) der Auflage (Tab. 5.23). Infolge des Rückgangs der mikrobiellen C-Gehalte der gekalkten Auflage bei wenig veränderter Basalatmung lag $q\text{CO}_2$ höher wie in den Auflageproben der Kontrolle. Dieser erhöhte metabolische Quotient weist nach ANDERSON und DOMSCH (1993) sowie WOLTERS und JÖRGENSEN (1991) auf Stress-Symptome einer uneffizienteren Mikroflora hin.

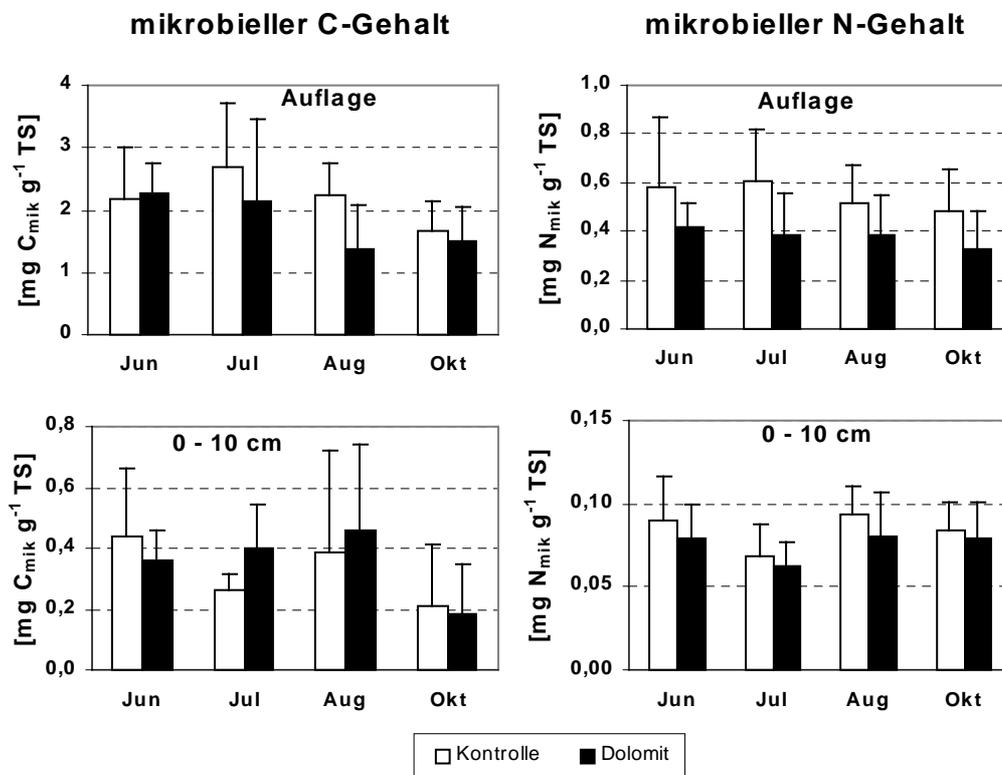


Abb. 5.33: Einfluß der dolomitischen Kalkung in Schluchsee auf die mikrobiellen Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte (\pm SD) der Auflage und des Mineralbodens (0 - 10 cm) im Jahr 1997.

Die Auswirkungen der dolomitischen Kalkung auf die mikrobielle Biomasse beschränkten sich auf die organische Auflage. Denn ähnlich wie nach zwei bis drei Jahren (WÖLFELSCHNEIDER, 1994; RASPE und HORLACHER, 1998) wurden auch sieben Jahre nach Kalk-Ausbringung nur geringe Unterschiede in den mikrobiellen Biomassen und metabolischen Quotienten in 0 - 10 cm Bodentiefe zwischen Kontroll- und Kalkungsfläche festgestellt (Tab. 5.23). Auch auf-

grund vernachlässigbarer Unterschiede in den pH-Werten in dieser Bodentiefe (Mittelwerte 1997: pH in CaCl₂ 3,2 bzw. 3,3) ist es zu keiner dauerhaften Förderung bzw. Hemmung des mikrobiellen Wachstums nach Kalkung gekommen. Auch LANG und BEESE (1985) fanden zwei bis drei Jahre nach Kalkung in 0 - 5 cm Tiefe kaum Unterschiede zur Kontrolle in den mikrobiellen Biomassen (pH_{Wasser} 4,0 bzw 3,6).

Tab. 5.23: Mittelwerte (\pm SD) der mikrobiellen C - Gehalte sowie des metabolischen Quotienten (qCO₂) von Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) für den Zeitraum Juni '97 - Oktober '97 (Kontrolle S1, Dolomit S4).

	C_{mik} [mg C g ⁻¹ TS]	qCO₂ [μg CO ₂ -C mg ⁻¹ C _{mik} h ⁻¹]
S1 Auflage	2,20 \pm 0,70	2,13 \pm 0,51
0 - 10 cm	0,32 \pm 0,20	1,56 \pm 0,99
S4 Auflage	1,83 \pm 0,75	2,64 \pm 0,66
0 - 10 cm	0,35 \pm 0,17	1,58 \pm 0,74

N- und S-Mineralisation

Sieben Jahre nach der Kalkung ist die N_{min}-Nachlieferung im Laborbrutversuch über 30 Tage in der Auflage und in 0 - 10 cm Bodentiefe der Kalkungsfläche wie schon bereits zwei bis drei Jahre nach Kalk-Ausbringung (WÖLFELSCHNEIDER, 1994) geringer als auf der Kontrolle (Abb. 5.34). Die Mikroflora wies dementsprechend in den Auflageproben von S4 niedrigere Biomasse-N-Gehalte auf als die der Kontrollfläche (Abb. 5.33).

Eine niedrigere N-Netto-Mineralisierung drei Jahre nach Kalkung beobachteten auch DE BOER et al. (1993) sowie PERSSON (1988) 15 Jahre nach Kalkung. An anderen Standorten wurde jedoch 5 bzw. noch 40 Jahre nach Kalkung eine erhöhte N-Netto-Mineralisierung gemessen (MARSCHNER, 1993; PERSSON et al., 1995). Im Gegensatz zu früheren Untersuchungen (WÖLFELSCHNEIDER, 1994; BÖER, 1997) überwiegt am Standort Schluchsee 7 Jahre nach Kalk-Ausbringung wieder der Anteil der Ammonifikation an der N_{min}-Nachlieferung auf der gekalkten Fläche. Möglicherweise sind die Keimzahlen heterotropher Nitrifizierer und autotropher Ammonium- und Nitrit-Oxidierer in Auflage und 0 - 10 cm Bodentiefe der gekalkten Fläche wieder gesunken (vgl. WÖLFELSCHNEIDER, 1994). Denkbar ist jedoch auch, daß die Keimzahlen dieser Organismengruppen aufgrund der Anhebung der pH-Werte der Bodenlösung in tieferen Bodenhorizonten angestiegen sind (vgl. ARMBRUSTER, 1998).

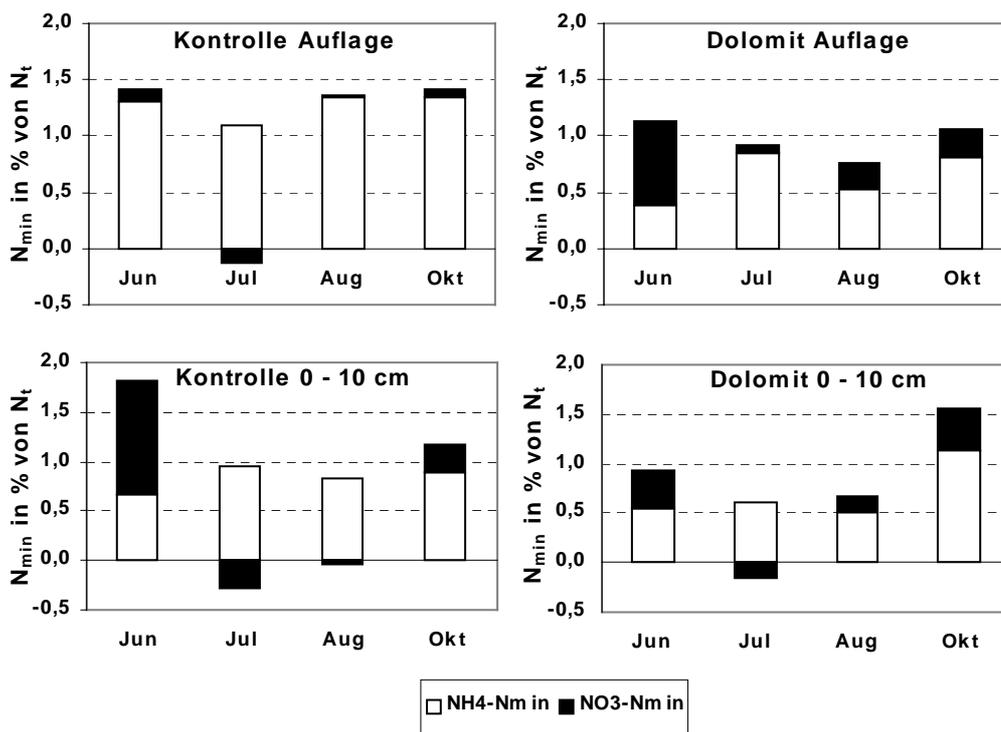


Abb. 5.34: Netto-Mineralisation im 30-tägigen Laborinkubationsversuch auf der Kontrollfläche und der dolomitisch gekalkten Fläche in Schluchsee im Zeitraum Juni '97 - Oktober '97.

Deshalb werden, trotz unveränderter bzw. niedrigerer N-Netto-Mineralisation in der Auflage und in 0 - 10 cm Bodentiefe, durchweg höhere NO₃⁻-Konzentrationen im Sickerwasser in 30 cm Mineralbodentiefe auf S4 im Vergleich zur Kontrollfläche werden (vgl. ARMBRUSTER, 1998). So beobachtete z.B. FRANK (1996) in 20 – 30 cm Tiefe 10 Jahre nach einer Dolomit-Kalkung eines Fichtenbestandes im Fichtelgebirge eine gesteigerte Nitrifikation als Folge erhöhter pH-Werte.

Die Proteaseaktivität in der Auflage der gekalkten Fläche ist 7 Jahre nach der Kalkung gegenüber der Kontrollfläche deutlich gefördert (Tab. 5.24, vgl. VON MERSEI et al., 1992). HAMM (1994) konnte in Auflageproben drei Jahre nach der Kalk-Ausbringung noch keine Aktivitätsunterschiede zur Kontrollfläche feststellen. Eine geringfügige, signifikante Aktivitätsminderung wurde jedoch in 0 - 10 cm Bodentiefe festgestellt. Auch in dieser Tiefe deutet sich mittelfristig jedoch eine Förderung der Proteaseaktivität nach Kalkung an. Die aufgrund der Kalkwirkung veränderte Mikroorganismenpopulation ist möglicherweise zu einem intensiveren Proteinabbau befähigt (vgl. LORENZ, 1997).

Tab. 5.24: Mittelwerte (\pm SD) der Proteaseaktivität [$\text{mg Tyrosin g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}$] in Auflage und 0 – 10 cm Bodentiefe für den Zeitraum Juni '97 - Oktober '97 (Bezeichnung der Varianten siehe Tab. 4.1).

	Kontrolle	Dolomit
Auflage	$0,42 \pm 0,18$	$0,72 \pm 0,29$
0 - 10 cm	$0,06 \pm 0,03$	$0,09 \pm 0,03$

Die Ergebnisse der Laborbebrütungen lassen für die S-Mineralisierung in der Auflage 7 Jahre nach Kalkung nur geringe Unterschiede gegenüber der Kontrollfläche (S1) erkennen (Abb. 5.35). Die kleinere mikrobielle Biomasse in der Auflage von S4 (Tab. 5.23) war demnach in gleichem Maße zur Nachlieferung von Sulfat fähig wie die der Kontrolle. Die Populationsdichte der an der S-Mineralisierung beteiligten Mikroorganismengruppen hat sich möglicherweise erhöht (vgl. MARSCHNER, 1993).

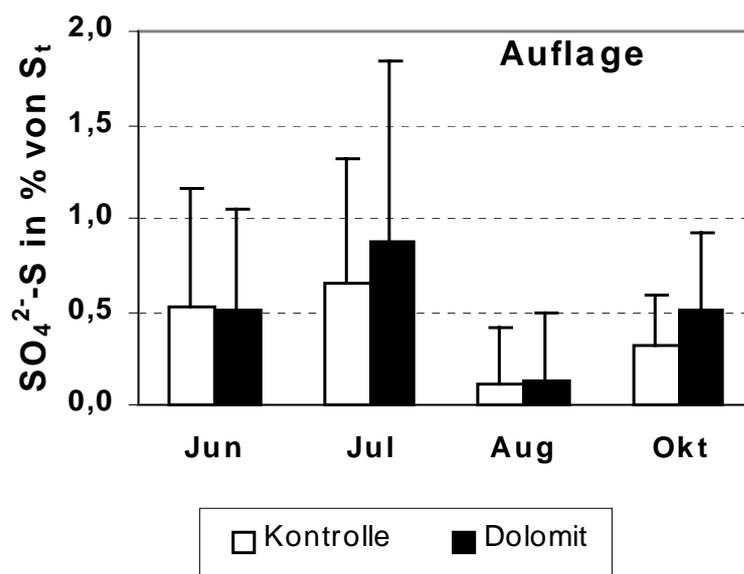


Abb. 5.35: SO_4^{2-} -S-Nettomineralisation (\pm SD) im 30-tägigen Laborinkubationsversuch auf der Kontrollfläche und der dolomitisch gekalkten Fläche in Schluchsee im Zeitraum Juni '97 - Oktober '97.

WÖLFELSCHNEIDER (1994) beobachtete zwei bis drei Jahre nach Kalkausbringung noch teilweise einen signifikanten Rückgang der SO_4^{2-} -Netto-Nachlieferung auf S4 aufgrund der Immobilisierung in die größere mikrobielle Biomasse. Eine durch die lang andauernde Kalkwirkung veränderte Mikroorganismenpopulation ist möglicherweise zur intensiveren Freisetzung von Schwefel in Sulfat-Form fähig.

5.4.2 Vergleichsstandorte

Die Probenahmen für bodenmikrobiologische Untersuchungen auf den süddeutschen Vergleichsstandorten erfolgten einmalig im Oktober 1997 (Kap. 4.1). Die untersuchten bodenmikrobiologischen Parameter werden nachfolgend mit denen von Auflage- und Mineralbodenproben (0 – 10 cm Tiefe) des Standorts Schluchsee vom Oktober 1997 vergleichend diskutiert. Die Ergebnisse geben gewisse Hinweise auf mittelfristige Auswirkungen dolomitischer Kalkungen auf bodenmikrobiologische Parameter. Zur genaueren Charakterisierung des Einflusses von Dolomit-Kalkungen auf die Bodenmikrobiologie an den einzelnen Standorten wären jedoch Probenahmen im Jahresverlauf Voraussetzung (vgl. HUBER, 1997; WÖFELSCHNEIDER, 1994).

Die Abundanz von Bodenmikroorganismen ist vorwiegend von der Menge an organischer Substanz abhängig. Da sich die Standorte hinsichtlich des C_{org} -Gehaltes unterscheiden, werden im Folgenden zum Standortsvergleich mikrobielle Parameter auch auf den C_{org} -Gehalt bezogen.

Mikrobielle Aktivität

Durch Kalkung wird die C-Verfügbarkeit für die Bodenmikroorganismen erhöht (WOLTERS et al., 1995). Infolgedessen kann es zu erhöhter C-Mineralisation und damit zu einer höheren Atmungsaktivität kommen. Bei den untersuchten jüngeren Kalkungsversuchen (Adenau, Idar-Oberstein, Schluchsee) weisen lediglich die in Auflageproben aus Idar-Oberstein nach Kalkung ermittelten höhere Werte für die Basalatmung auf eine Förderung mikrobieller Aktivität hin (Abb. 5.36 rechts). Gering waren die Unterschiede nach dolomitischer Kalkung in Auflage und 0 – 10 cm Tiefe an allen anderen Standorten, teilweise jedoch mit großen Streuungen. In der Auflage des Standorts Höglwald war dagegen 13 Jahre nach dolomitischer Kalkung die Basalatmung gehemmt (Abb. 5.36 links). Auch in 0 - 10 cm Bodentiefe deutet sich im Höglwald eine Hemmung mikrobieller Aktivität nach dolomitischer Kalkung an. Auf den C_{org} -Gehalt bezogen lag im Höglwald die Basalatmung in 0 - 10 cm Bodentiefe auf der Dolomit-Fläche ebenfalls niedriger wie auf der Kontrollfläche (Abb. 5.36 rechts).

Zum Zeitpunkt der Probenahmen lag die Kalkausbringung an den süddeutschen Standorten 7 bis 13 Jahre zurück. Eine in den ersten Jahren nach Dolomit-Ausbringung beobachtete Förderung der mikrobiellen Aktivität auf den Kalkungsflächen wie im Höglwald (ANDERSON, 1998; RODENKIRCHEN und FORSTER, 1991) und in Schluchsee (WÖFELSCHNEIDER, 1994) war hier nicht mehr festzustellen. Am Standort Höglwald ist 13 Jahre nach Ausbringung in 0 – 10 cm tiefe sogar eine reduzierte Stoffwechsellleistung der Mikroorganismen zu beobachten, die vermutlich auf eine zunehmende Verknappung leicht verfügbarer Ressourcen nach anfänglicher Aktivitätssteigerung zurückgeht (vgl. WOLTERS et al., 1995).

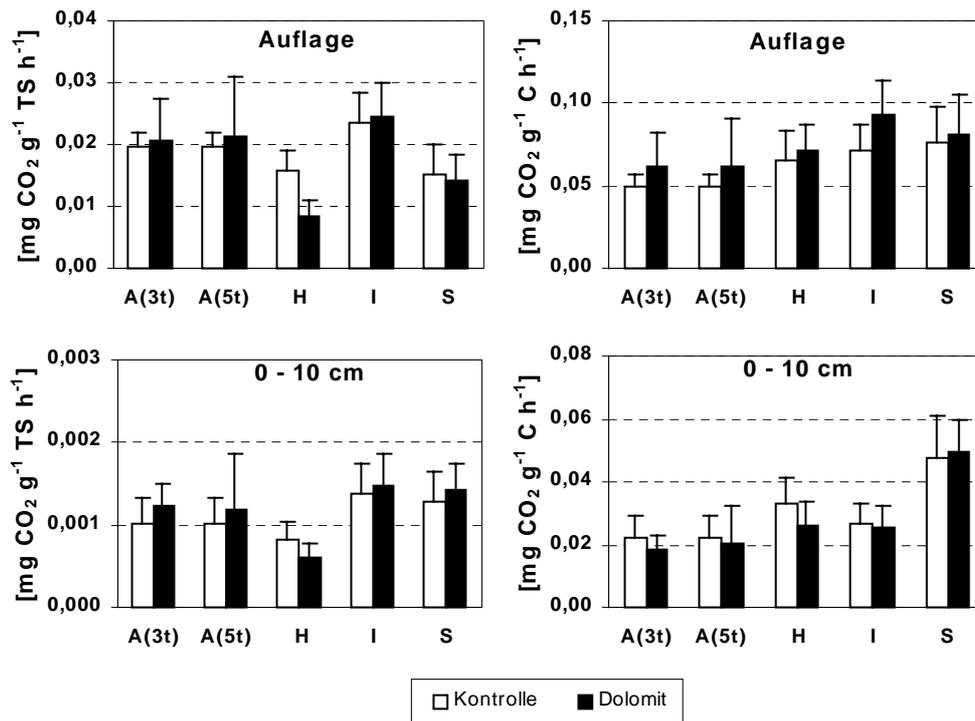


Abb. 5.36: Basalatmung (\pm SD) bezogen auf die Trockensubstanz (links) bzw. den Gesamt C-Gehalt (rechts) an den süddeutschen Standorten im Oktober 1997.

Die zuletzt im Höglwald gemessenen niedrigeren Werte in der Auflage der Dolomit-Fläche waren vor allem eine Folge der niedrigeren C_{org} -Gehalte im Vergleich zur Kontrolle (Dolomit: 131 mg C g⁻¹ TS; Kontrolle: 327 mg C g⁻¹ TS). Dies gibt einen Hinweis auf bereits abgelaufene intensive Abbauprozesse der organischen Substanz, so daß wahrscheinlich die Basalatmung früher höher lag (vgl. ANDERSON, 1998; RODENKIRCHEN und FORSTER, 1991). Auch an den Standorten Adenau und Idar-Oberstein ist davon auszugehen, daß die Kalkung kurze Zeit nach Ausbringung stimulierend auf die Mikroorganismenbiozönose gewirkt hat. Lediglich in der Auflage des Standorts Idar-Oberstein scheinen 9 Jahre nach Kalkung noch leicht verfügbare Ressourcen vorhanden zu sein, wie an der höheren Basalatemungsaktivität der Mikroorganismen zu erkennen ist. Geringe Unterschiede in Adenau und in Idar-Oberstein in 0 - 10 cm Bodentiefe deuten auch hier eine zunehmende Verknappung leicht verfügbarer Nährstoffe aufgrund der mittelfristigen Kalkeinwirkung an. Nach diesen Ergebnissen ist die mittelfristige Reaktion der mikrobiellen Aktivität im Boden auf Kalkgaben abhängig von Standortseigenschaften. Zu ähnlichen Schlußfolgerungen kamen auch REMDE et al. (1993). So konnten SMOLANDER et al. (1994) beispielsweise auf skandinavischen Standorten selbst 11 - 13 Jahre nach Kalkausbringung noch höhere Basalatemungsaktivitäten messen.

Die Basalatemungsaktivität der Bodenprobe spiegelt die aktuelle physiologische Situation der Mikroorganismengemeinschaft wider (vgl. PRIHA und SMOLANDER, 1994). Dagegen stellt die nachfolgend vorgestellte Katalaseaktivität ein längerfristiges Maß mikrobieller Aktivität dar (vgl. BECK, 1971).

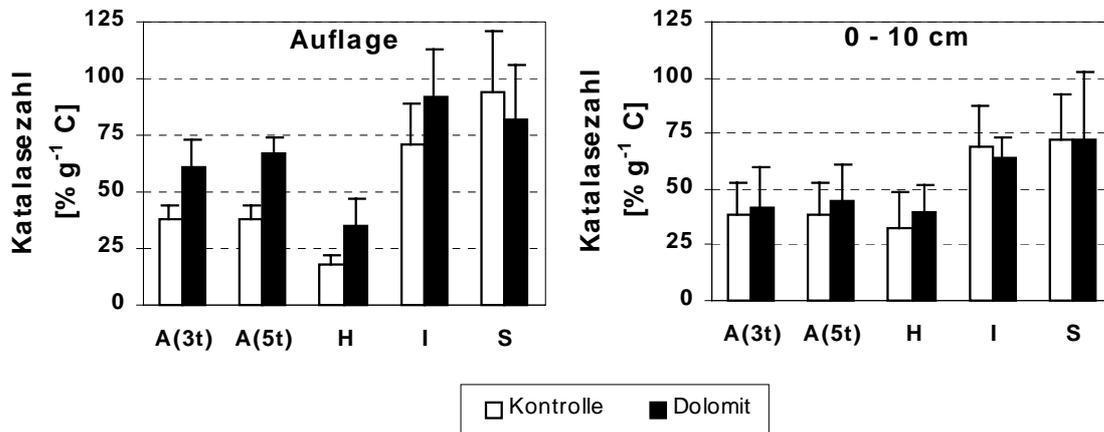


Abb. 5.37: Katalaseaktivität (\pm SD) bezogen auf den Gesamt C-Gehalt an den süddeutschen Standorten im Oktober 1997 (Bezeichnung der Varianten siehe Tab. 4.1).

Die Katalaseaktivitäten in Auflageproben der süddeutschen Standorte lagen, mit Ausnahme des Standorts Schluchsee, auf den dolomitisch gekalkten Flächen höher als auf den Kontrollflächen (Abb. 5.37). In 0 - 10 cm Bodentiefe wurden wie bei der Basalatemung nur geringe Veränderungen festgestellt. Diese Förderung mikrobieller Aktivität in der Auflage steht im Gegensatz zur Basalatemungsaktivität (s. o.). Auch in anderen Untersuchungen wurden gegensätzliche Beziehungen zwischen Katalase- und Basalatemungsaktivität nach Kalkung gefunden (BÖER, 1997; SCHARPF, 1998; SEITER, 1995). Möglicherweise sind erhöhte Katalasezahlen bei gleichzeitig verminderter Basalatemungsaktivität als Hinweis auf einen höheren Grundumsatz der Mikroorganismen zu interpretieren. Dieser wird am langfristigen Parameter Katalase sichtbar. Gleichzeitig besteht eine geringere potenzielle Aktivität (Basalatemung), die von momentan aktiven Mikroorganismen abhängig ist (vgl. SCHINNER et al., 1993). Demnach weisen mit Ausnahme von Schluchsee die Mikroorganismen der gekalkten Auflagen einen höheren Grundumsatz auf als die der nicht gekalkten.

Mikrobielle Biomasse

Zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse wurden die C_{mik} -, N_{mik} - und P_{mik} -Gehalte mit der Fumigations-Extraktions-Methode (FEM, Kap. 4.3) bestimmt. Dabei wird neben der aktiven

auch die ruhende mikrobielle Biomasse erfaßt. In Abb. 5.38 sind die mit der FEM ermittelten Gehalte an mikrobiellem Biomasse-C und -N in Proben der süddeutschen Standorte vom Oktober 1997 dargestellt.

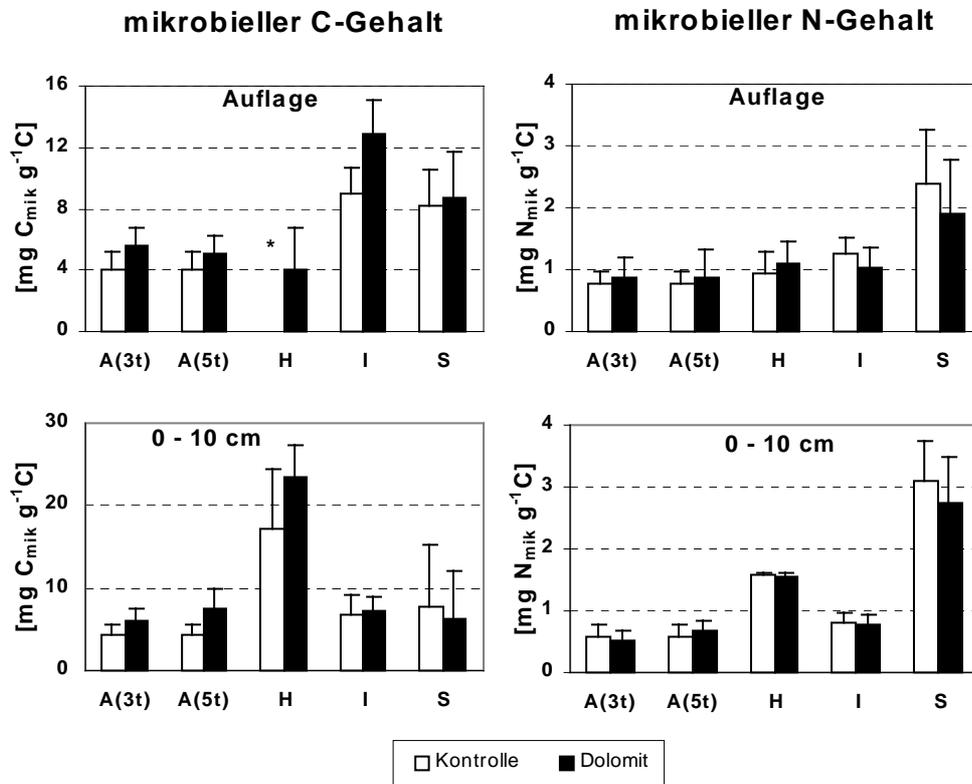


Abb. 5.38: Mikrobielle C- und N-Gehalte (\pm SD) bezogen auf den Gesamt C-Gehalt im Oberboden der süddeutschen Standorte im Oktober 1997 (*: nicht bestimmt).

Lediglich in Auflageproben aus Adenau und Idar-Oberstein sowie Mineralbodenproben (0 – 10 cm Tiefe) aus Adenau und dem Höglwald deuten höhere C_{mik} -Gehalte auf ein Wachstum der mikrobiellen Biomasse nach Kalkung hin. Alle übrigen Proben wiesen keine eindeutigen Veränderungstendenzen in den C_{mik} -Gehalten nach Dolomit-Kalkung auf. Auch in anderen Untersuchungen wurden nach Kalkung standortsabhängige Wachstumsreaktionen der Mikroorganismen beobachtet (BAATH und ARNEBRANT, 1994; PRIHA und SMOLANDER, 1994; WOLTERS et al., 1995). Am Standort Idar-Oberstein scheint beispielsweise das Wachstum der Mikroorganismen in der Auflage dauerhaft gefördert zu werden, da bereits zwei Jahre nach Kalkausbringung KOLK et al. (1992) im Oh-Horizont ein Anwachsen der mikrobielle Biomassen feststellten. Auch deutet sich in Idar-Oberstein eine zunehmende Förderung des mikrobiellen Wachstums in 0 – 10 cm Tiefe an, da die kurze Zeit nach Kalkausbringung von KOLK et al. (1992) beobachtete Reduktion der mikrobiellen Biomasse im Ah-Horizont nach 9 Jahren nicht

mehr festzustellen war. Auch im Höglwald kam es in den ersten Jahren nach Kalkausbringung zu einer Förderung des mikrobiellen Wachstums im obersten Bodenhorizont (Of; VON LÜTZOW *et al.*, 1992). Infolge zunehmender Tiefenwirkung der Kalkung wurde 6 Jahre nach der Dolomitgabe von ANDERSON (1998) auch im Oh- und Ah-Horizont ein Anwachsen der mikrobiellen Biomasse festgestellt. Im Gegensatz zu den C_{mik} -Gehalten wiesen die mikrobiellen N-Gehalte (Abb. 5.38) und die mikrobiellen P-Gehalte (Daten nicht gezeigt) keine behandlungsbedingten Unterschiede auf. Zwei Jahre nach der Kalkung konnten dagegen VON LÜTZOW *et al.* (1992) noch bedeutend höhere N_{mik} -Gehalte im Of-Horizont des Standorts Höglwald gegenüber der Kontrolle messen.

Insgesamt deuten die Befunde zur mikrobiellen Biomasse (C_{mik} -Gehalte) auf stark standortsabhängige Wachstumsreaktionen der Mikroorganismen nach Kalkgaben hin.

Die Auflageproben der gekalkten Flächen weisen weitere C/N-Verhältnisse der mikrobiellen Biomassen auf als die Kontrollen (Tab. 5.25). Auch die Proben der gekalkten Flächen in 0 – 10 cm Bodentiefe zeigen, mit Ausnahme von Schluchsee, weitere mikrobielle C/N-Verhältnisse als die Kontrollen.

Tab. 5.25: Mittelwerte (\pm SD) der mikrobiellen C/N-Verhältnisse im Oberboden der süddeutschen Standorte im Oktober 1997.

		Adenau		Höglwald	Idar-Oberstein	Schluchsee
Kontrolle	Auflage	5,3 \pm 1,1		-*	7,2 \pm 0,2	3,7 \pm 1,3
	0 – 10 cm	7,8 \pm 1,8		11,0 \pm 4,7	8,3 \pm 2,7	2,7 \pm 1,3
Dolomit	Auflage	3 t 5,7 \pm 1,8	5 t 7,1 \pm 3,0	3,7 \pm 1,3	12,9 \pm 1,8	5,1 \pm 1,8
	0 – 10 cm	11,7 \pm 1,1	11,0 \pm 2,0	15,3 \pm 3,3	10,0 \pm 3,0	2,9 \pm 1,3

* nicht bestimmt

Da Pilze höhere C/N-Verhältnisse als Bakterien besitzen (ANDERSON und DOMSCH, 1980; JENKINSON, 1988) würde dies auf einen Anstieg der pilzlichen Biomasse nach Dolomit-Kalkung hindeuten. Dies steht im Widerspruch zu den in neutraler bis saurer Umgebung besseren Wachstumsbedingungen von Pilzen gegenüber den Bakterien, die wiederum eine neutrale bis basische Umgebung bevorzugen (GISI *et al.*, 1997; WOLTERS *et al.*, 1995). So wurde auch nach Kalkung im Höglwald im O-Horizont eine Verschiebung der mikrobiellen Biomasse von Pilzen zu Bakterien beobachtet (KREUTZER, 1995). Im Aeh-Horizont war eine solche Ver-

schiebung jedoch nicht festzustellen. Aufgrund der pH-Veränderungen in den Auflagen (Tab. 5.18) wären bei der mittelfristigen Wirkung der Kalkung auf den Dolomit-Flächen im Unterschied zu den Kontrollen eher niedrigere $C_{\text{mik}}/N_{\text{mik}}$ -Verhältnisse zu erwarten gewesen. Möglicherweise wird der kalkungsbedingte Anstieg der Bakteriendichte jedoch von einer Verschiebung innerhalb der Pilzpopulationen zu Arten mit weiterem C/N-Verhältnis hin überlagert (vgl. BAUHUS, 1994). Über die Verschiebung auf Artniveau ist allerdings bislang nur wenig bekannt (WOLTERS *et al.*, 1995).

Die metabolischen Quotienten von Auflageproben der gekalkten Flächen lagen im Oktober '97 auf einem zu den Kontrollflächen vergleichbaren Niveau (Daten nicht gezeigt). Wie aus Tab. 5.26 ersichtlich wird, gibt es jedoch in 0 – 10 cm Bodentiefe Hinweise auf eine Erniedrigung der spezifischen Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen als Folge der Dolomit-Kalkung. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch BAUHUS (1994) im Solling. Nur am Standort Schluchsee war die spezifische Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen im oberen Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) nach Dolomit-Kalkung mittelfristig wenig verändert.

Tab. 5.26: Mittelwerte (\pm SD) des metabolischen Quotienten ($\mu\text{g CO}_2\text{-C mg}^{-1} C_{\text{mik}} \text{ h}^{-1}$) von Mineralbodenproben (0 – 10 cm Tiefe) der süddeutschen Standorte.

	Adenau	Höglwald	Idar-Oberstein	Schluchsee
Kontrolle	1,37 \pm 0,44	0,59 \pm 0,25	1,02 \pm 0,40	2,71 \pm 2,47
Dolomit	0,92 \pm 0,08 (3 t) 0,85 \pm 0,37 (5 t)	0,33 \pm 0,08	0,88 \pm 0,13	2,84 \pm 1,57

Die gegenüber den Kontrollflächen auf den gekalkten Flächen niedrigeren metabolischen Quotienten in 0 – 10 cm Bodentiefe spiegeln die größere mikrobielle Biomasse bei niedrigerer Basalatemungsaktivität wider (Abb. 5.36, 5.38). Die Mikroflora setzt demnach in dieser Bodentiefe effizienter C-Verbindungen um (vgl. Kap. 5.4.1). Nach einer Theorie von ODUM (1969, 1985) würden höhere $q\text{CO}_2$ -Werte bedeuten, daß die Mikroorganismen stärker unter Stress stehen. Nach RAUBUCH (1992) stellen niedrigere pH-Werte, wie sie auf den Kontrollflächen im Vergleich zu den gekalkten Parzellen vorliegen, einen erhöhten Streßfaktor für die Bodenmikroorganismen dar. Aufgrund der einmaligen Probenahme können jedoch auch saisonale Fluktuationen des potentiell mineralisierbaren Kohlenstoffs auf den Kontroll- und Kalkungsflächen nicht ausgeschlossen werden. Eine genauere Beschreibung von Effekten der Dolomit-Kalkung mittels

des metabolischen Quotienten ist daher nur bei Berücksichtigung saisonaler Schwankungen möglich (vgl. BAUHUS, 1994).

N- und S-Mineralisation

Die N-Netto-Mineralisation wurde durch die mittelfristigen Auswirkungen der Dolomit-Kalkungen an den Standorten in unterschiedlicher Weise beeinflusst (Abb. 5.39). In den Auflageproben wurde nach Kalkung im Laborbrutversuch nur im Höglwald verstärkt N mineralisiert und nitrifiziert. Kurze Zeit nach Kalkausbringung beobachteten RODENKIRCHEN und FORSTER (1991) an diesem Standort im Of-Horizont der gekalkten Fläche niedrigere N-Netto-Mineralisationswerte als bei der ungekalkten Fläche jedoch auch eine erhöhte Nitratproduktion. Diese verstärkte Nitrifikation konnten PAPEN *et al.* (1991) auch vier Jahre nach der Ausbringung des Dolomits als Folge chemoautotropher Nitrifikation erklären. Verstärkend auf die Nitrifikation wirkt im Höglwald der dort hohe N-Eintrag (vgl. GÖTTLEIN und KREUTZER, 1991).

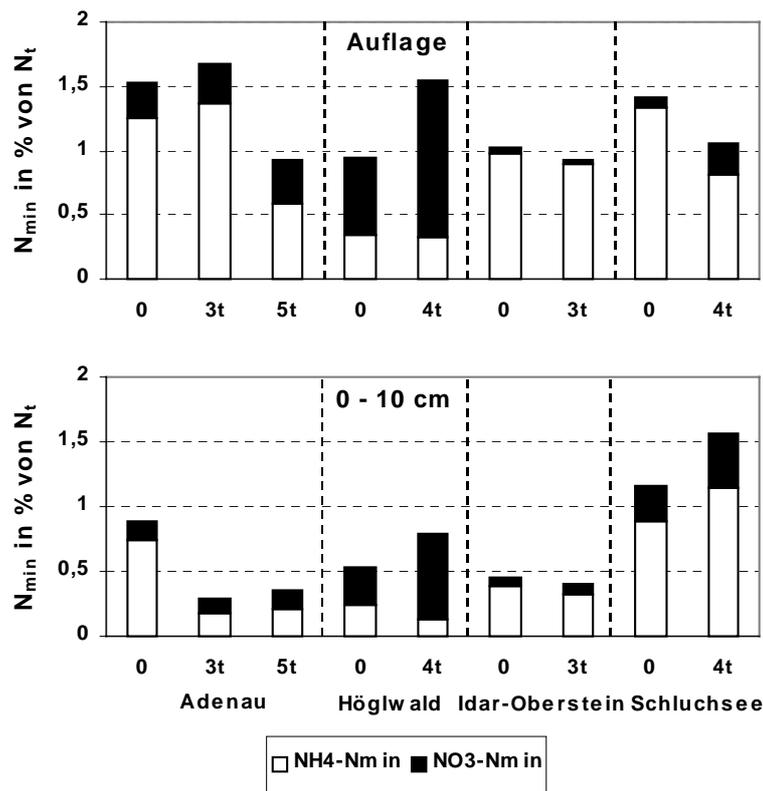


Abb. 5.39: N-Netto-Mineralisation im 30-tägigen Laborinkubationsversuch an den süd-deutschen Standorten im Oktober '97.

Nahezu unverändert blieb die N_{\min} -Nachlieferungsrate in Auflageproben der Standorte Adenau und Idar-Oberstein nach Kalkung. Veränderungen in der Aktivität der Ammonium- bzw. Nitrat-freisetzenden Mikroorganismen scheinen sich demnach in der Auflage dieser Standorte nach Kalkung nicht ergeben zu haben. Reduziert war die N-Netto-Mineralisation nach Kalkung in Schluchsee und nach der höher dosierten Kalkung (5 t) in Adenau, jeweils mit geringfügig erhöhtem Nitrifikationsgrad. In der Auflage in Schluchsee konnte WÖLFELSCHNEIDER (1994) drei Jahre nach Dolomitausbringung noch eine unveränderte N-Netto-Mineralisation messen, allerdings jedoch bei einem Nitrifikationsgrad von nahezu 100%. Eine mögliche Ursache der absinkenden N_{\min} -Nachlieferungsrate ist die einsetzende Wiederversauerung der organischen Auflage wegen nachlassender Pufferwirkung des Dolomits sowie der „Tiefenverlagerung“ des Dolomits durch die Bedeckung mit herabfallender Streu mit ungünstigeren Lebensbedingungen für Nitrifizierer und autotrophe NH_4^+ - und NO_2^- -Oxidierer (vgl. Kap. 5.4.1; WÖLFELSCHNEIDER, 1994).

In Schluchsee und im Höglwald wurde in 0 – 10 cm Bodentiefe im Oktober 1997 auf den Kalkungsflächen eine erhöhte N-Mineralisationsrate festgestellt. Besonders im Höglwald stieg der Nitrifikationsgrad ähnlich wie in den Auflageproben an. Auch im oberen Mineralbodenhorizont der gekalkten Fläche scheinen sich demnach 13 Jahre nach der Dolomitausbringung die Zellzahlen chemoautotropher Nitrifizierer erhöht zu haben (vgl. PAPEN *et al.*, 1991). RODENKIRCHEN und FORSTER (1991) konnten in 0 – 5 cm Bodentiefe im Höglwald zwei Jahre nach Dolomitausbringung keine deutlichen Effekte auf N-Netto-Mineralisation und Nitrifikation beobachten. Messungen zu einem einzelnen Probenahmetermin besitzen jedoch eine eingeschränkte Aussagekraft, wie die im Gegensatz zum Oktober im Jahresgang in Schluchsee nach Kalkung höhere N_{\min} -Nachlieferungsrate nach Dolomit-Kalkung zeigt (Kap. 5.4.1). Wie in der Auflage lag die N-Netto-Mineralisation in 0 – 10 cm Tiefe neun Jahre nach Dolomitbehandlung in Idar-Oberstein auf ähnlichem Niveau wie bei der Kontrolle. In Adenau war die N_{\min} -Nachlieferungsrate allerdings nach Dolomit-Kalkung, ähnlich wie im Jahresverlauf in Schluchsee, reduziert.

Von besonderer Bedeutung im N-Kreislauf ist neben der N-Mineralisationsrate auch die Proteaseaktivität (GISI *et al.*, 1997). Als Folge der Kalkung lagen im Oktober 1997 in allen Auflageproben der süddeutschen Standorte die Proteaseaktivitäten deutlich höher als auf den Kontrollflächen (Tab. 5.27). Die Mikroorganismen scheinen aufgrund der mittelfristigen Dolomiteinwirkung zu intensiverer Proteolyse befähigt zu sein (vgl. HAYNES und SWIFT, 1988). Besonders intensiv verläuft der Proteinabbau am Standort Höglwald sowohl auf der Kontrollfläche wie auch besonders nach dolomitischer Kalkung. Nach KREUTZER und WEISS (1998) weist an diesem Standort die organische Auflage der Kontrollfläche bemerkenswert hohe N-Gehalte trotz eines niedrigen pH-Wertes auf. Dies bedeutet, daß der mikrobielle Abbau der organischen Substanz

und die Freisetzung von N trotz starker Versauerung auf der Kontrollfläche intensiver abläuft. Stimulation der mikrobiellen Aktivität durch Kalkung verstärkt noch die intensive Freisetzung von N aus Proteinen.

Tab. 5.27: Mittelwerte (\pm SD) der Proteaseaktivität [$\text{mg Tyrosin g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$] von Auflageproben der süddeutschen Standorte.

	Adenau	Höglwald	Idar-Oberstein	Schluchsee
Kontrolle	$1,18 \pm 0,6$	$4,37 \pm 1,14$	$2,03 \pm 0,66$	$2,22 \pm 1,15$
Dolomit	$1,80 \pm 0,89$ (3 t) $1,47 \pm 0,41$ (5 t)	$9,57 \pm 5,28$	$3,95 \pm 1,95$	$4,28 \pm 1,85$

Auch in 0 – 10 cm Bodentiefe waren die Proteaseaktivitäten nach Dolomit-Kalkung an den meisten süddeutschen Standorten erhöht (Daten nicht gezeigt), allerdings in einem geringeren Ausmaß als in der Auflage. Mittelfristig scheint demnach auch der N-Kreislauf in tieferen Bodenhorizonten verändert worden zu sein. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch FRANK (1996) auf Standorten im Fichtelgebirge. Lediglich am Standort Idar-Oberstein wurde bislang keine Tiefenwirkung des Dolomits auf die Proteaseaktivität festgestellt.

Die S-Netto-Mineralisation wurde nur in den Auflageproben bestimmt (Tab. 5.28). Die Veränderungen in der SO_4^{2-} -S-Netto-Nachlieferung nach Dolomit-Kalkung waren gering.

Tab. 5.28: Mittelwerte (\pm SD) der SO_4^{2-} -S-Nettomineralisation im 30-tägigen Laborinkubationsversuch in Auflageproben der süddeutschen Standorte.

	Adenau	Höglwald	Idar-Oberstein	Schluchsee
Kontrolle	$0,26 \pm 0,36$	$-0,06 \pm 0,38$	$0,34 \pm 0,47$	$0,32 \pm 0,26$
Dolomit	$0,30 \pm 0,43$ (3 t) $0,30 \pm 0,43$ (5 t)	$-0,17 \pm 0,38$	$0,43 \pm 0,60$	$0,51 \pm 0,41$

Am Standort Höglwald wurde jedoch Schwefel in Sulfat-Form festgelegt. Da in diesen Proben auch die größten mikrobiellen Biomassen aller untersuchten Standorte gemessen wurden (Abb. 5.38), liegt die Ursache der S-Festlegung vermutlich im höheren Schwefel-Bedarf der Mikroorganismen im Vergleich zu den anderen Standorten.

5.4.3 Zusammenfassende Diskussion

Die mehrmaligen Messungen mikrobieller Größen in Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) im Jahresverlauf in Schluchsee ermöglichen detaillierte Aussagen bezüglich der Auswirkungen einer Kalkung auf die Bodenmikroorganismen. Im Gegensatz dazu geben die einmaligen Bestimmungen im Oktober 1997 an den süddeutschen Standorten nur orientierende Hinweise auf mittelfristige Auswirkungen vergleichbarer Kalkungen. Die Versuchsergebnisse zeigen an, daß die Dolomit-Kalkungen standörtlich differenziert und abhängig von der Dauer der Kalkwirkung unterschiedliche Auswirkungen auf mikrobielle Biomasse und Aktivität haben.

So wird 7 Jahre nach dolomitischer Kalkung in Schluchsee deutlich, daß die mikrobielle Aktivität nicht mehr gefördert wird, wie es unmittelbar nach Ausbringung des Dolomits beobachtet worden war. Auch war die mikrobielle Biomasse in der gekalkten Auflage zurückgegangen. Möglicherweise hat die Kalkung mittelfristig zur Reduktion der Stoffwechselleistung der Auflagen-Mikroflora geführt. Auch scheint sich die Zusammensetzung der Mikroorganismengemeinschaft in der gekalkten Auflage am Standort Schluchsee verändert zu haben. Jedoch blieben 7 Jahre nach Ausbringung die Auswirkungen der dolomitischen Kalkung auf das Wachstum der Mikroorganismen auf die organische Auflage beschränkt.

In der Auflage und in 0 – 10 cm Bodentiefe der gekalkten Fläche in Schluchsee war die N-Netto-Mineralisierung erniedrigt. Sieben Jahre nach Kalkausbringung überwiegt allerdings im Gegensatz zu früheren Untersuchungen wieder der Anteil der Ammonifizierung an der N_{\min} -Nachlieferung. Auch gibt es deutliche Hinweise auf einen nach Kalkung verstärkten Proteinabbau in der Auflage und im Mineralboden (0 – 10 cm). Die aufgrund der mittelfristigen Kalkeinwirkung veränderte Mikroorganismenpopulation der Auflage des Standorts Schluchsee bewirkt eine verstärkte S-Mineralisation.

Nur in der gekalkten Auflage des Standorts Idar-Oberstein war im Oktober 1997 neun Jahre nach Kalkung die potenzielle mikrobielle Aktivität (Basalatmung) gegenüber der nicht gekalkten Auflage erhöht. An den anderen süddeutschen Vergleichsstandorten waren die Aktivitätsunterschiede im Oktober 1997 in den Auflagen sowie in 0 – 10 cm Bodentiefe gering. Mit Ausnahme von Schluchsee deuten die Ergebnisse der Katalaseaktivität darauf hin, daß die Mikroorganismen der gekalkten Auflagen einen höheren Grundumsatz aufweisen als die der nicht gekalkten. Im Gegensatz dazu war 13 Jahre nach Kalkung im Höglwald in der Auflage und im oberen Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) die potenzielle mikrobielle Aktivität gehemmt bei allerdings ebenfalls erhöhtem mikrobiellem Grundumsatz.

Auch die Wachstumsreaktionen der Mikroorganismen auf Kalkgaben sind sowohl vom Standort als auch von der Dauer der Kalkwirkung abhängig. So wurden nur in der Auflage in Adenau und Idar-Oberstein sowie in 0 – 10 cm Tiefe in Adenau im Oktober 1997 höhere mikrobielle Biomass-

sen nach Kalkung gemessen. In Mineralbodenproben (0 – 10 cm Tiefe) aus Idar-Oberstein sowie in beiden Bodenhorizonten in Schluchsee wurden keine eindeutigen Veränderungstendenzen durch die mittelfristige Kalkwirkung beobachtet. Die lang andauernde Kalkwirkung im Höglwald förderte zumindest in 0 – 10 cm Bodentiefe das Wachstum der Mikroorganismen. Mit Ausnahme von Mineralbodenproben (0 – 10 cm Tiefe) des Standorts Schluchsee wurden nach Kalkung im Oktober 1997 weitere mikrobielle C/N-Verhältnisse in allen anderen Proben gemessen. Inwieweit dies eine Folge der Verschiebung auf mikrobiellen Artniveau bedeutet, ist unklar. Nur in 0 – 10 cm Bodentiefe deuten mit Ausnahme des Standorts Schluchsee die metabolischen Quotienten zumindest darauf hin, daß die Mikroorganismen nach Dolomitgaben C-Verbindungen effizienter umsetzen.

Die Dolomit-Kalkungen beeinflussten die N-Netto-Mineralisation an den süddeutschen Standorten in unterschiedlicher Weise. Wenig verändert 9 Jahre nach Kalkung war im Oktober 1997 die Freisetzung von Ammonium und Nitrat in der Auflage in Adenau und Idar-Oberstein. In Schluchsee wurde dagegen 7 Jahre nach Kalkung eine reduzierte N_{\min} -Nachlieferungsrate gemessen. In Mineralbodenproben aus 0 – 10 cm Tiefe des Standorts Adenau war die N-Netto-Mineralisation nach Kalkung reduziert, nahezu unverändert jedoch in Idar-Oberstein - in

Schluchsee dagegen erhöht. Sowohl in der Auflage als auch in 0 – 10 cm Tiefe des Standorts Höglwald erscheint die N_{\min} -Nachlieferungsrate durch die lang andauernde Kalkwirkung gefördert. Dabei stieg besonders der Nitrifikationsgrad an. In den Auflagen und im oberen Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) der untersuchten Standorte in Süddeutschland scheinen nach Kalkung Proteine intensiver abgebaut zu werden. Besonders intensiv verläuft die Proteolyse nach der Dolomitausbringung im Höglwald, wo die Kalkung bei der Probenahme bereits 13 Jahre zurücklag aber gleichzeitig ein hohes N-Eintragsniveau besteht.

Im Gegensatz zur N-Netto-Mineralisation scheint die Sulfat-S-Netto-Mineralisation in den gekalkten Auflagen aller untersuchten Standorte in Süddeutschland durch die Kalkungen wenig verändert worden zu sein.

6 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

In zwei unmittelbar benachbarten kleinen Wassereinzugsgebieten im Forstbezirk Schluchsee (südlicher Hochschwarzwald) wurden die mittel- bis längerfristigen Auswirkungen einer praxisüblichen Kalkung 6 bis 8 Jahre nach Ausbringung untersucht. Es handelt sich dabei um ein Anschlussvorhaben an das ARINUS-Verbundprojekt (1986 - 1996). Als Varianten standen das unbehandelte Kontrollgebiet S1 und das 1990 mit 4 t ha^{-1} Dolomit-Granulat behandelte Gebiet S4 zur Verfügung. Die Fichtenbestände befanden sich nach dem Rückgang akuter Mg-Mangel-Vergilbungen seit Mitte/Ende der 80er Jahre im Bereich eines latenten Mg-Mangels. Aufgrund der tiefgründigen Versauerung der Böden und der Basenarmut des granitischen Untergrunds sind die Wässer durch eine geringe Säureneutralisationskapazität gekennzeichnet.

Untersucht wurden Wasserqualität und Stoffverlagerung entlang von Fließwegen in den Böden der Einzugsgebiete in unterschiedlichen Zeitskalen. Neben der regelmäßigen Beprobung von Niederschlag, Kronentraufe, Sickerwasser (terrestrische Braunerde-Podsol-Standorte, semi-terrestrische bachnahe Quellmoore) und Bachwasser im Abstand von ein bis drei Wochen erfolgten auch Probenahmen in enger zeitlicher Auflösung während mehrerer Abflussereignisse. Dadurch sollte die Frage geklärt werden, inwieweit eine Kalkung des gesamten terrestrischen Einzugsgebiets Phänomene der Gewässerversauerung entgegenwirken kann oder ob es im Gegenteil zu negativen Auswirkungen auf die Wasserqualität (v.a. Nitrat-Mobilisierung) kommt. Der Einfluss potentieller Reduktionsmechanismen in bachbegleitenden vernässten Bodenbereichen auf den Chemismus des Bachwassers wurde mittels Säulen-Perkololation im Labor untersucht.

Anhand wiederholter Inventuren von Mineralboden und Auflagehumus sowie Feinwurzeln und Nadeln der Fichtenbestände sollten zeitliche Veränderungen als Folge der Kalkung erfasst und beurteilt werden. Außerdem erfolgten detaillierte Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität und N-Dynamik der Oberböden. Um speziell die bodenmikrobiologischen Befunde standörtlich einordnen und bewerten zu können, wurde die Beprobung von drei Vergleichsstandorten (Höglwald (Bayern) sowie Adenau und Idar-Oberstein (Rheinland-Pfalz)) einbezogen.

Die *klimatologisch-hydrologischen Randbedingungen* der Messjahre 1996 bis 1998 waren mit der für den Zeitraum 1989 bis 1995 vorliegenden Messreihe weitgehend vergleichbar. Erneut bestätigte sich die ausgezeichnete Vergleichbarkeit der beiden Einzugsgebiete S1 und S4 bezüglich der Wasserflüsse und -bilanzen. *Die Zeitreihen-Analyse des atmogenen Eintrags* belegt einen gerichteten Rückgang bei Sulfat-S, aber auch bei Ca und Mg. Kaum Veränderungen zeigten der N- und Protonen-Einträge, die sich mit rund 10 bzw. $0,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Vergleich zu anderen Waldgebieten in Mitteleuropa auf einem niedrigen bis mäßigen Niveau bewegen.

Die Kalkung in S4 hatte auch im 6. Bis 8. Jahr nach Ausbringung **keine drastischen Veränderungen der Sickerwasser-Zusammensetzung** bewirkt. Der pH-Werte im Sickerwasser unterhalb der organischen Auflage waren um ca. 0,5 Einheiten höher als auf der Kontrolle. Ab dem 6. Jahr war eine Angleichung beider Flächen feststellbar. Im Sickerwasser in 30 cm Bodentiefe war ein kontinuierlicher pH-Anstieg im Lauf der insgesamt 8 Untersuchungsjahre zu beobachten. Zuletzt lag der pH-Wert in S4 ca. 0,5 Einheiten höher im Vergleich zur Kontrolle. Sowohl in 80 cm Bodentiefe als auch im Bachwasser war seit Kalkausbringung eine kontinuierliche Annäherung der ursprünglich etwas tieferen pH-Werte in S4 an die Werte der Kontrolle S1 feststellbar. Während in der ersten Zeit nach Ausbringung die Al-Konzentrationen wegen Mobilisierung von Begleitkationen (v.a. von Nitrat) angestiegen waren, war im weiteren zeitlichen Verlauf - v.a. in 80 cm Tiefe - ein deutlicher Al-Rückgang erkennbar. Zuletzt lagen die Al-Konzentrationen im Sickerwasser in S4 deutlich unter denen in S1. Kalzium und Mg, die im Sickerwasser aller Bodentiefen eine gleiche initiale Reaktion gezeigt hatten, unterschieden sich im weiteren zeitlichen Verlauf deutlich: Während die Ca-Konzentrationen bereits drei Jahre nach Kalkung in allen Bodentiefen wieder den Werten im Kontrollgebiet entsprachen, waren die Mg-Konzentrationen in S4 deutlich höher als in S1. In 30 cm und 80 cm Tiefe stieg Mg im Sickerwasser kontinuierlich an, was die höhere Mobilität von Mg gegenüber Ca widerspiegelt. Die Säureneutralisationskapazität (SNK) in S4 stieg nach anfänglichem Rückgang in allen Bodentiefen parallel zu Mg kontinuierlich an. Dieser SNK-Anstieg war besonders in 30 cm Tiefe bis zuletzt ausgeprägt. **Die als Folge der pH-Erhöhung im Oberboden starke Nitrifikation hatte in den ersten drei Jahren erhöhte Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser zur Folge. Seit 1994 waren die Nitrat-Konzentrationen jedoch nur noch an wenigen Terminen erhöht. Im Sickerwasser in 30 cm Tiefe blieb Nitrat aber weiterhin deutlich über den Konzentrationen im Kontrollgebiet.**

Die Sickerwasseranalysen auf den Moorgley-Standorten sowie hydrochemische Längsprofile entlang des Vorfluters geben in beiden Einzugsgebieten deutliche Hinweise auf ein **ausgeprägtes Denitrifikationspotential in solchen bachnahen Vernässungszonen**. Dieser Befund wird durch die Ergebnisse der Säulenexperimente im Labor mit Nitrat-angereichertem Perkolationswasser unterstrichen. Stark erniedrigte Nitrat-Konzentrationen korrespondierten mit erhöhten SNK-Werten. **Somit lässt sich die fehlende Reaktion der Nitrat-Konzentrationen im Bachwasser auf die anfängliche Nitrat-Freisetzung nach Kalkung am ehesten durch ein reduktive Nitrat-Umwandlung und gasförmige N-Verluste in der wassergesättigten bachnahen Bodenzone erklären.**

Zur Analyse der kurzfristigen, abflussabhängigen Dynamik des Bachwasserchemismus wurden zwischen 1992 und 1997 insgesamt 5 Hochwasserereignisse in enger zeitlicher Auflösung beobachtet. **Als Hauptfaktor für episodische Versauerungserscheinungen (pH- und SNK-Rück-**

gang, Al-Anstieg) wurde dabei die Auswaschung von Nitrat identifiziert. Grundlegende Veränderungen der Bachwasser-Azidität durch die dolomitische Kalkung waren kaum erkennbar. Nur bei Hochwasser-Ereignissen mit einem hohen Zwischenabfluss-Anteil war die Situation bezüglich pH, SNK und ionarem Al im gekalkten Gebiet S4 v.a. wegen Auswaschung von Mg-Ionen gegenüber dem unbehandelten Gebiet S1 leicht verbessert. Allerdings war bei diesem Verhalten keine zeitlich gerichtete Veränderung im 8-jährigen Untersuchungszeitraum erkennbar. **Somit ergaben sich durch die Einzugsgebietskalkung in Schluchsee weder ausgeprägte positive noch negative Effekte auf den Gewässer-Chemismus.**

Die Bestandesernährung wurde durch die dolomitische Kalkung auch längerfristig nur schwach verändert: Die beobachtete Erhöhung der Mg-Nadelspiegelwerte, die im Vergleich zu anderen Fallstudien gering war, blieb deutlich hinter der Erhöhung der Gehalte in den Feinwurzeln zurück. Allerdings lag zum Zeitpunkt der Ausbringung am Standort Schluchsee kein akuter Mg-Mangel mehr vor. Wegen des K/Ca-Antagonismus gingen die K-Gehalte in den Nadeln zwar etwas zurück. Angesichts der gesteinsbedingt sehr guten K-Versorgung am Standort Schluchsee war dies aber unproblematisch. Trotz des kalkungsbedingt erhöhten N-Angebots im Oberboden stiegen die N-Nadelgehalte im Verlauf der 8 Jahre nach Kalkung nicht weiter an. In den Feinwurzeln erhöhten sich nach der dolomitischen Kalkung erwartungsgemäß die Ca- und Mg-Gehalte deutlich. Parallel dazu gingen die Al-Gehalte zurück. Während bei früheren Inventuren in Schluchsee die Kalkwirkung auf die Feinwurzeln in der organischen Auflage beschränkt geblieben war, waren 7 Jahre nach Ausbringung ein tiefer reichender Einfluss auf die Nährstoffversorgung erkennbar, was sich mit den analytischen Befunden in der Sickerlösung und im Festboden deckt.

Das molare Ca/Al-Verhältnis, das häufig als Indikator für mögliche Wurzelschäden herangezogen wird, zeigte nach Kalkung bis in den tieferen Mineralboden hinein eine kontinuierliche Entwicklung in Richtung deutlich günstigerer Werte. Dennoch war kein verstärktes Wachstum von Feinwurzeln im Mineralboden feststellbar. Stattdessen kam es als Folge der im Auflagehumus nach Kalkung verbesserten Mineralisierung zu einer weiteren Konzentration der Feinwurzelmasse in oberflächennahen Bodenkompartmenten (chemotropischer Reiz). Angesichts dieser Befunde erscheinen molare Ca/Al-Verhältnisse daher wenig geeignet, um Kalkungsbedürftigkeit hinsichtlich Feinwurzelnernährung und -wachstum abzuleiten. **Die Ergebnisse der mittelfristigen Feinwurzelinventur bestätigten somit den früher beobachteten Trend einer weiteren „Verflachung“ des Feinwurzelnwachstums nach Bodenkalkung, was zweifellos ein Risiko hinsichtlich einer ausreichenden Wasser- und Nährstoffversorgung bei Witterungsextremen darstellt.** Ob es sich bei den Beobachtungen 7 Jahre nach Kalkung am Standort Schluchsee nur um einen Übergangszustand oder um ein langfristig anhaltendes Phänomen handelt, lässt sich mit dem vorliegenden Datenmaterial allerdings nicht klären.

In der Auflage in S4 wurden 7 Jahre nach Kalkausbringung noch deutlich erhöhte pH-Werte gemessen. Die Veränderungen im Mineralboden waren vergleichsweise gering. Auch an den drei süddeutschen Vergleichsstandorten war 9 – 13 Jahre nach Ausbringung von Dolomitmalk die Bodenreaktion in der Auflage erhöht, im oberen Mineralboden jedoch nahezu unverändert. Auf allen Standorten waren auf den gekalkten Parzellen in der Auflage und im oberen Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) die mit NH_4Cl -extrahierbaren Gehalte an Ca und Mg erhöht. Im Tiefenverlauf war die Sättigung der Austauscher mit Mg wegen der höheren Mobilität dieses Elements stets höher als mit Ca. Sowohl in der Auflage als auch im obersten Mineralboden wurde auf allen vier untersuchten Kalkungsflächen die Basensättigung angehoben. Darüber hinaus kam es auch im tieferen Mineralboden - offensichtlich bedingt durch Ionentransport in Makroporen - zu einer schwachen Erhöhung der Basensättigung. Nach vollständiger Auflösung des Dolomits am Standort Höglwald wurden 13 Jahre nach Ausbringung niedrigere austauschbare Gehalte an Ca und Mg in der gekalkten Auflage gemessen.

Bedingt durch Abbau bzw. Umverteilung der Humusvorräte kam es in den gekalkten Auflagen zu geringeren C-, N- und S-Gehalten. Die lang andauernde Kalkwirkung im Höglwald förderte diese Prozesse am intensivsten. Im Gegensatz zu Adenau, Idar-Oberstein und Höglwald war in Schluchsee eine Verschlechterung der C/N-Verhältnisse sowohl in der Auflage als auch im obersten Mineralboden auf der gekalkten Fläche feststellbar.

Die mehrmaligen Messungen mikrobieller Größen in Auflage und Mineralboden (0 – 10 cm Tiefe) im Jahresverlauf in Schluchsee ermöglichen detaillierte Aussagen bezüglich der Auswirkungen einer Kalkung auf die Bodenmikroorganismen. Hingegen haben die einmaligen, im Oktober 1997 an den drei Vergleichsstandorten erfolgten bodenmikrobiologischen Analysen nur orientierenden Charakter. ***Nach den vorliegenden Befunden sind die Auswirkungen auf mikrobielle Biomasse und Aktivität standörtlich außerordentlich differenziert und hängen außerdem von der Dauer der unmittelbaren Kalkwirkung (pH-Effekt) ab.*** Sieben 7 Jahre nach Kalkung war in Schluchsee die mikrobielle Aktivität im Vergleich zu früheren Untersuchungen gegenüber der Kontrolle nicht mehr erhöht. Die mikrobielle Biomasse war in der gekalkten Auflage sogar eher zurückgegangen. Möglicherweise hat die Kalkung mittelfristig zur Reduktion der Stoffwechselleistung der Mikroflora in der Auflage geführt. Es ergeben sich auch Hinweise für eine Veränderung in der Zusammensetzung der Organismen-Gemeinschaft. Jedoch blieben 7 Jahre nach Kalkung solche Effekte auf die organische Auflage beschränkt.

Entgegen früheren Befunden war auf S4 die N-Netto-Mineralisierung gegenüber der Kontrolle S1 erniedrigt, wobei der Ammonium-Anteil an der N-Nachlieferung wieder deutlich höher war. Für den Standort Schluchsee gibt es Hinweise auf einen verstärkten Proteinabbau nach Kalkung. Nur am Standort Idar-Oberstein war 9 Jahre nach Kalkung die Basalatmung als Maß für die potenzielle mikrobielle Aktivität im Auflagehumus noch erhöht. Mit Ausnahme von Schluchsee

deuten die Katalase-Aktivitäten darauf hin, dass die Mikroorganismen in den Auflagen der Kalkflächen einen höheren Grundumsatz aufweisen als auf der Kontrolle. Im Gegensatz dazu war 13 Jahre nach Kalkung am Standort Höglwald die potenzielle mikrobielle Aktivität gehemmt bei allerdings ebenfalls erhöhtem mikrobiellem Grundumsatz.

Auch die Wachstumsreaktionen der Mikroorganismen sind sowohl vom Standort als auch von der Dauer der Kalkwirkung abhängig. So wurden nur in Adenau und Idar-Oberstein höhere mikrobielle Biomassen nach Kalkung gemessen. In Schluchsee waren hingegen keine eindeutigen Veränderungen erkennbar. Im Höglwald war zumindest in 0 - 10 cm Bodentiefe das Wachstum der Mikroorganismen gefördert.

Die N-Mineralisation an den vier untersuchten Kalkungsflächen war uneinheitlich: Wenig verändert waren 9 Jahre nach Kalkung die Freisetzung von Ammonium und Nitrat in der Auflage in Adenau und Idar-Oberstein. In Schluchsee wurde dagegen 7 Jahre nach Kalkung eine reduzierte N-Nachlieferung gemessen. Im obersten Mineralboden des Standorts Adenau war die N-Netto-Mineralisation nach Kalkung reduziert, nahezu unverändert jedoch in Idar-Oberstein - in Schluchsee dagegen erhöht. Sowohl in der Auflage als auch in 0 – 10 cm Tiefe des Standorts Höglwald erscheint die N-Nachlieferung durch die lang andauernde Kalkwirkung gefördert. Dabei stieg besonders der Nitrifikationsgrad an. In den Auflagen und im oberen Mineralboden der vier gekalkten Standorte scheinen nach Kalkung Proteine intensiver abgebaut zu werden. Besonders intensiv ist dieser Prozess am Untersuchungsstandort Höglwald, wo die Kalkung bei der Probenahme zwar bereits 13 Jahre zurücklag, wo aber gleichzeitig ein hohes N-Eintragsniveau besteht.

Somit ergaben sich trotz ähnlicher bodenchemischer Wirkungsmuster an den vier Vergleichsstandorten keine verallgemeinerbaren Befunde bezüglich der längerfristigen bodenmikrobiologischen Auswirkungen der Kalkung. Anhaltende C-Mineralisation und Überschuss-Nitrifikation sind jedoch am ehesten auf Standorten mit biotisch aktiven Oberböden bei gleichzeitig hoher N-Depositionsbelastung zu erwarten. Aus Sicht eines vorsorgenden Boden- und Gewässerschutzes sollten solche Standorte deshalb nicht gekalkt werden.

7 Literatur

- ALDINGER, E.** (1987): Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. **19**, 266 S.
- AMMER, S.** (1992): Auswirkungen experimenteller Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen (Höglwaldexperiment). Forstl. Forschungsberichte (München) **123**, 227 S.
- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H.** (1980): Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. Soil Science **130**, 211-216.
- ANDERSON, T.H.** (1998): The influence of acid irrigation and liming on the soil microbial biomass in a Norway spruce (*Picea abies* [L.]K.) stand. Plant and Soil **199**, 117-122.
- ANDERSON, T.H., DOMSCH, K.H.** (1993): The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. Soil Biology and Biochemistry **25**, 393-395.
- ARMBRUSTER, M.** (1998): Zeitliche Dynamik der Wasser- und Elementflüsse in Waldökosystemen – Zeitreihenanalysen, Simulationsmöglichkeiten und Reaktion auf experimentell veränderte Stoffeinträge in den ARINUS-Wassereinzugsgebieten. Freiburger Bodenkundl. Abh. **38**, 301 S.
- ARMBRUSTER, M., FEGER, K.H.** (1998a): Naturräumliche Grundlagen und Waldbestände. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 21-30.
- ARMBRUSTER, M., FEGER, K.H.** (1998b): Zusammensetzung der Bodenlösung und Veränderung durch Düngung. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 179-203.
- ARMBRUSTER, M., FRITSCH, J.** (1998): Klimatische Charakterisierung. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 31-36.
- BAATH, E., ARNEBRANT, K.** (1994): Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. Soil Biology and Biochemistry **26**, 995-1001.
- BAUHUS, J.** (1994): Stoffumsätze in Lochhieben. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, **113**, 181 S.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT** (Hrsg.) (1995): Grundwasserversauerung durch atmosphärische Deposition. Ursachen - Auswirkungen – Sanierungsstrategien. Tagungsbericht Internationales Symposium 26. - 28. Okt. 1994, Bayreuth, 429 S.
- BECK, T.** (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. **130**, 68-81.

- BEESE, F., MEIWES, K.J.** (1995): 10 Jahre Waldkalkung - Stand und Perspektiven. Allg. Forstz. **50**, 946-949.
- BEESE, F., PRENZEL, J.** (1985): Das Verhalten von Ionen in Buchenwald-Ökosystemen auf podsoliger Braunerde mit und ohne Kalkung. Allg. Forstz. **40**, 1162-1164.
- BENECKE, P.** (1984): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenökosystems im Hochsolling. Schriften aus der Forstl. Fakultät der Univ. Göttingen und der Niedersächsischen Forstl. Versuchsanstalt **77**, 158 S.
- BLUME, H.P., BRÜMMER, G.** (1991): Prediction of heavy-metal behavior in soil by means of simple field tests. Environm. Safety **22**, 164-174.
- BMELF** = Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (1997a): Deutscher Waldbodenbericht 1996. 2 Bände.
- BMELF** = Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (1997b): Waldzustandbericht der Bundesregierung 1997.
- BÖER, G.** (1997): Charakterisierung der biotischen Aktivität, N-Mineralisation und Nitrifikation in Waldböden mit unterschiedlichen pH-Werten. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 143 S.
- BRADFIELD, E.G.** (1976): Calcium complexes in the xylem sap of apple shoots. Plant and Soil **44**, 95-99.
- BRAHMER, G.** (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmogener Einträge. Freiburger Bodenkundl. Abh. **25**, 295 S.
- BRAHMER, G.** (1994): Effects of whole catchment liming and Mg addition on soil water and runoff at two forested watersheds in the Black Forest (Germany). Forest Ecol. Managem. **68**, 47-60.
- BREDEMEIER, M.** (1987): Stoffbilanzen, interne Protonenproduktion und Gesamtsäurebelastung des Bodens in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen, Reihe A, **33**, 183 S.
- BROCKSEN, R.W.; ADAMS, T.B.; SVERDRUP, H.; WARFINGE, P.** (1990): Terrestrial liming as a tool to mitigate acidification of Woods Lake, N.Y. Water, Air, Soil. Pollut. **54**, 509-527.
- BROWN, D.J.A., HOWELLS, G.D., DALZIEL, T.R.K., STEWART, B.R.** (1988): Loch Fleet - a research watershed liming project. Water, Air, and Soil Pollut. **41**, 25-41.
- BUBERL, H.G., v. WILPERT, K., HILDEBRAND, E.E.** (1994a): Verteilung bodenchemischer Stabilitätskriterien. AFZ **49**, 199-203.
- BUBERL, H.G., v. WILPERT, K., TREFZ-MALCHER, G., HILDEBRAND, E.E.** (1994b): Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg **182**, 104 S.
- BÜCKING, W.F., EVERS, H., KREBS, A.** (1983): Bioelementgehalte der Niederschlags-, Sicker- und Bodenwässer in Abhängigkeit von Baumart und Standort. Forstw. Cbl. **102**, 293-297.

- CHOMIAK, A.-D.** (1993): Biomasseverteilung und Ernährung von Fein- u. Schwachwurzeln in unterschiedlich behandelten Fichtenbeständen. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., 95 S.
- DAVIES, T.D., TRANTER, M., WIGINGTON, P.J., ESHLEMA, K.N.** (1992): "Acidic episodes" in surface waters in Europe. *J. Hydrol.* **132**, S.25-69.
- de BOER, W., HUNDSCHIED, M. P. J., SCHOTMAN, J. M. T., TROELSTRA, S. R., LAANBROEK, H. J.** (1993): In situ net N transformations in pine, fir, and oak stands of different ages on acid sandy soil, 3 years after liming. *Biology and Fertility of Soils* **15**, 120-126.
- DENZ, L.** (1991): Standortskarte des Staatlichen Forstamts Schluchsee + Erläuterungen. FVA Baden-Württemberg, Freiburg i. Br.
- DOMMERMUTH, H., TRAMPF, W.** (1992): Die Verdunstung in der Bundesrepublik Deutschland. Band III. Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes Offenbach, 8 S. + 11 Karten.
- DVWK** (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.) (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 238, Bonn, 135 S.
- ENDE, H.P.** (1988): Zur Eignung des Helikopters zur Nadelprobenahme. *Allg. Forstz.* **43**, 739.
- ENDERS, G.** (1978): Topoklimatologie „Alpenmark Königssee“. Diss. Univ. München, 92 S.
- EVERS, F.H.** (1989): Düngung im Wald - Möglichkeiten und Grenzen. *KfK/PEF-Berichte* **50**(1), 35-60.
- FEGER, K.H.** (1993): Bedeutung von ökosystemaren Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **31**, 237 S.
- FEGER, K.H.** (1996): Schutz vor Säuren (7.6.2). In: BLUME, H.P., FELIX-HENNINGSEN, P., FISCHER, W.R., FREDE, H.G., HORN, R. und STAHR, K. (Hrsg.): *Handbuch der Bodenkunde*. 1. Erg. Lfg. 12/96, Ecomed-Verlag Landsberg. 24 S.
- FEGER, K.H.** (1997/98): Boden- und Wasserschutz in mitteleuropäischen Wäldern - I. Rahmenbedingungen. - *Bodenschutz* **2**, 18-23; II. Gefährdungspotentiale und Bewertung. - *Bodenschutz* **2**, 134-138; III. Waldbauliche Möglichkeiten und Maßnahmen des technischen Bodenschutzes. - *Bodenschutz* **3**, 103-108.
- FEGER, K.H., ARMBRUSTER, M., RASPE, S., WÖLFELSCHNEIDER, A., BRAHMER, G.** (1995): Dolomitic limestone application to a forested catchment – Chemical and biological responses. In: A. Jenkins (Ed.) *Experimental Manipulations of Biota and Biogeochemical Cycling in Ecosystems*. Commission of the European Communities Ecosystems Research Report **20**, 138-149.
- FEGER, K.H., BRAHMER, G.** (1986): Factors affecting snowmelt streamwater chemistry in the Black Forest (West Germany). *Water, Air, and Soil Pollution* **31**, 257-265.
- FEGER, K.H., RASPE, S., ZÖTTL, H.W.** (1998): Veränderung des Ernährungszustandes nach Düngung. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) *Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS*. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 394-408.
- FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W., BRAHMER, G.** (1988): Projekt ARINUS: II. Einrichtung der Meßstellen und Vorlaufphase. *KfK-PEF-Berichte* **35**(1), S. 21-35.

- FICHTER, J.** (1990): Der Streufall als Elementfluß in Fichtenökosystemen des Schwarzwaldes. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 90 S.
- FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT RHEINLAND-PFALZ** (1998): 10 Jahre erfolgreiche Bodenschutzkalkung in den rheinland-pfälzischen Wäldern. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.) <http://www.uni-kl.de/FVA/kalkung.htm>.
- FRANK, C.** (1996): Nitrifikation und N-Mineralisation in sauren und Dolomit-gekalkten Nadelwaldböden im Fichtelgebirge. Bayreuther Forum Ökologie **36**, 149 S.
- GERBOTH, G.** (1998): Änderungen von Humusformen im nördlichen Oberschwaben. Freiburger Forstliche Forschung **3**, 163 S.
- GIESEMANN, A.; MAYER, B.; JÄGER, H.-J.** (1998): Isotopenuntersuchung zur S-Dynamik am Standort Schluchsee. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg.) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 354-375.
- GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R., STADELMANN, F.X., STICHER, H.** (1997): Bodenökologie. Thieme, Stuttgart, 350 S.
- GLATZEL, G.** (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. Fertilizer Res. **27**, 1-8.
- GODT, J.** (1986): Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetalle. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben **19**, 265 S.
- GÖTTLEIN, A., KREUTZER, K.** (1991): Der Standort Höglwald im Vergleich zu anderen ökologischen Fallstudien. In: KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A. (Hrsg.) Ökosystemforschung Höglwald. Paul Parey Verlag Hamburg, Berlin, 22-29.
- GÜLPEN, M.** (1996): Xylemfluß, Elementtransport und Bindung von Calcium und Magnesium in Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) an den ARINUS-Versuchsflächen im Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. **36**, 163 S.
- GÜLPEN, M.; FEGER, K.H.** (1998): Magnesium- und Calcium-Ernährung von Hochlagenfichten - Vergilbungszustand und Reaktion auf unterschiedliche Düngung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **161**, 671-679.
- GUSSONE, H.A.** (1983): Die Praxis der Kalkung im Walde der Bundesrepublik Deutschland. Forst und Holz **38**, 63-71.
- GUSSONE, H.A.** (1987): Kompensationskalkungen und die Anwendung von Düngemitteln im Walde. Forst und Holz **42**, 158-163.
- HÄDRICH, F., KEILEN, K., STAHR, K., ZÖTTL, H.W.** (1979): Bodengesellschaften des Bärhaldegranitgebietes. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **28**, 44-48.
- HAMM, D.** (1994): Charakterisierung der mikrobiellen Stickstoff-Mineralisation in sauren Waldböden mit Hilfe von Enzymaktivitätsbestimmungen. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., 79 S.
- HAUDE, W.** (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mittlgn. Deutsch. Wetterdienst **11**.

- HAUSSER, K.; BILGER, W.; EVERS, F.H.; WERNER, H.** (1971): Düngungsversuche zu 45- bis 90jährigen Fichten- und Fichten-Tannenbeständen auf oberem und mittlerem Buntsandstein des Württembergischen Schwarzwalds. *AFJZ* **142**, 69-85.
- HAYNES, R. J., SWIFT, R.S.** (1988): Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biol. Fert. Soils* **6**, 153-158.
- HENRICH, M., HASELWANDTER, K.** (1991): Denitrifying potential and enzyme activity in a Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management* **44**, S.63-68.
- HEPP, R.** (1996): Stickstoffeinträge - Gefahr für Bestand und Wasser. *Agrarforschung in Baden-Württemberg* **26**, 53-65.
- HILDEBRAND, E.E.** (1996): Warum müssen wir Waldböden kalken? *Agrarforschung in Baden-Württemberg* **26**, 53-65.
- HILL, A.R.** (1996): Nitrate removal in Stream Riparian Zones. *J. Environm. Qual.* **22**, 273-278.
- HUBER, C.** (1996): Einfluß der Kalkung auf den Stoffhaushalt eines stickstoffgesättigten Fichtenökosystems. Zusammenfassung wichtiger Ergebnisse aus den Kalkungsversuchen Höglwald. *Mitt. Dtsch. Bodenkund. Ges.* **79**, 141-144.
- HUBER, C.** (1997): Untersuchungen zur Ammoniakimmission und zum Stoffhaushalt auf ungekalkten und neu gekalkten Flächen in einem stickstoffübersättigtem Fichtenökosystem (Höglwald). Dissertation Forstwiss. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München, 183 S.
- HÜTTL, R.F.** (1985): „Neuartige“ Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **16**, 195 S.
- HÜTTL, R.F.** (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **28**, 440 S.
- JANDL, R.** (1996): Magnesiumdüngungsexperiment Sulzberg. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* **3/4**, 131-154.
- JENKINSON, D.S.** (1988): Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: WILSON, J. R. (Hrsg.) *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*, C. A. B. International, Wallingford, UK, 368-386.
- JOHNSON, D.W.; SWANK, W.T.; VOSE J.M.** (1995): Effects of liming on soils and streamwaters in a deciduous forest: Comparison of field results and simulations. *J. Environ. Qual.* **24**, 1104-1117.
- KANDELER, E.** (1993): Bestimmung der Proteaseaktivität. In: SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN, R. (Hrsg.) *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. 2. Aufl., Springer-Verlag, Berlin; 180-183
- KAUPENJOHANN, M.** (1995): Wirkungen der Kalkung auf Bäume und Bodenvegetation. *Allg. Forstz.* **50**, 942-945.
- KEILEN, K.** (1978): Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald). *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **8**, 278 S.
- KÖHLER, H.** (1998): Räumlich zeitliche Variabilität des Bachwasserchemismus in Abhängigkeit von Abfluß, biogeochemischen Umsätzen und Bodenschutzkalkungen in kleinen Einzugsgebieten im Hochschwarzwald. Diplomarbeit (unveröffentlicht) Institut f. Hydrologie Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 117 S. + Anhang.

- KÖLLING, C.** (1991): Stickstoffsättigung von Waldökosystemen. Allg. Forstz. **46**, 513-517.
- KOLK, A., KUBIAK, R., EICHHORN, K.W.** (1992): Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihre Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. Mitteilg. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. **21**, 113-122
- KRAUSS, H.-H.** (1997): Beitrag zur Frage der Kalkdügebedürftigkeit von Umwandlungsbestockungen auf Standorten des norddeutschen Tieflandes. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie **31**, 125-133.
- KREUTZER, K.** (1989): Änderung im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers. DVWK-Mittlgn. **17**, 121-132.
- KREUTZER, K.** (1994a): Folgerungen aus der Höglwald-Forschung. Allg. Forstz. **49**, 769-774.
- KREUTZER, K.** (1994b): The influence of catchment management processes in forests on the recovery of fresh waters. In: C.E.W. Steinberg and R.W. Wright (Eds.) Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future. John Wiley & Sons Ltd., 326-354.
- KREUTZER, K.** (1995): Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil **168-169**, 447-470.
- KREUTZER, K., BITTERSOHL, J.** (1986): Untersuchungen über die Auswirkungen des sauren Regens und der kompensatorischen Kalkung im Wald – Zielsetzung, Anlage und bisherige Durchführung des Freilandexperimentes Höglwald einschließlich begleitender Untersuchungen. Forstw. Cbl. **105**, 273-282.
- KREUTZER, K., DESCHU, E., HÖSL, G.** (1986): Vergleichende Untersuchungen über den Einfluß der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf die Sickerwasserqualität. Forstw. Cbl. **105**, 346-371.
- KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A., PRÖBSTLE, P.** (1991): Dynamik und chemische Auswirkungen der Auflösung von Dolomitekalk unter Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.). In: KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A. (Hrsg.) Ökosystemforschung Höglwald. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin, 186-204.
- KREUTZER, K., WEISS, T.** (1998): The Höglwald field experiments – aims, concept and basic data. Plant and Soil **199**, 1-10.
- LADD, J.N., BUTLER, J.H.A.** (1972): Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins und dipeptide derivatives as substrates. Soil Biol. Biochem. **4**, 19-30
- LAMMERSEN, R.** (1988): Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt von Waldstandorten im Schwarzwald. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 122 S.
- LAMPARKI, F.** (1985): Der Einfluß der Regenwurmart *Lumbricus badensis* auf Waldböden im Schwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. **15**, 205 S.
- LANG, E., BEESE, F.** (1985): Die Reaktion der mikrobiellen Bodenpopulation eines Buchenwaldes auf Kalkungsmaßnahmen. Allg. Forstz. **40**, 1166-1169.
- LINDEMANN, J.** (1997): Quantifizierung biogeochemischer Eisen- und Sulfatumsetzungen in einem Quellmoor und deren Beitrag zur Säureneutralisation in einem Einzugsgebiet des Frankenwaldes. Bayreuther Forum Ökologie **51**, 271 S.
- LORENZ, K.** (1997): Bodenökologische Untersuchungen zum Einfluß von Standortfaktoren und Kompensationskalkungen auf die Nadel- und Feinwurzelstreuzersetzung in Fichtenwäldern (*Picea abies* [L.] Karst.). Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Univ. Freiburg i.Br., 125 S.

- LORENZ, K., RASPE, S.** (1997): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf bodenmikrobiologische Prozesse während des Streuabbaus in Waldböden. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **85 II**, 549-552.
- LORITZ, J.** (1994): Auswirkungen einer Waldkalkung auf ausgewählte bodenchemische Parameter und die Zusammensetzung von Bodensicker- und Oberflächenwasser. Diplomarbeit (unveröffentlicht) am Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 47 S.
- MÄKINEN, H.; SPIECKER, H.** (1998): Zusammenhänge zwischen Radialzuwachs, Höhenzuwachs, Asttrieblängen und experimentellen Behandlungen unter besonderer Berücksichtigung des Witterungsverlaufs. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 433-442.
- MAKESCHIN, F., RODENKIRCHEN, H.** (1994): Saure Beregnung und Kalkung: Auswirkungen auf Bodenbiologie und Bodenvegetation. Allg. Forstz. **49**, 759-764.
- MARSCHNER, B.** (1990): Elementumsätze in einem Kiefernökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Berichte Forschungszentrum Waldökosysteme A **60**.
- MARSCHNER, B.** (1993): Microbial contribution to sulphate mobilization after liming an acid forest soil. J. Soil Sci. **44**, 459-466.
- MARSCHNER, B.** (1995): Wirkungen von Kalkungen auf Bodenchemismus und Stoffausträge. Allg. Forstz. **50**, 932-935.
- MARSCHNER, H.** (1991): Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. Plant and Soil **134**, 1-20.
- MATZNER, B.** (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben Reihe A **40**, 217 S.
- MEESENBURG, H.** (1997): Untersuchungen zum Säure-Base Status eines episodisch sauren Fließgewässers im Schwarzwald. Freiburger Geographische Hefte **51**, Selbstverlag des Institutes für Physische Geographie der Universität Freiburg i. Br., 154 S.
- MEUSER, H.** (1996): Chemische Bodeneigenschaften und Sickerwasserqualität nach Kalkung. Allg. Forstz. **51**, 560-563.
- MILLER, R.E.** (1964): Wirkungen von Meliorationsmaßnahmen zur Verbesserung der Humusform auf den Humus- und Stickstoffvorrat von Waldböden. Dissertation Forstl. Fakultät Univ. Göttingen (Hann.-Münden).
- MITSCHERLICH, G.** (1981): Wald, Wachstum und Umwelt. Band 2: Waldklima und Wasserhaushalt. 2. Auflage. Sauerländer Verlag Frankfurt, 365 S.
- MÜNCH, D.** (1989): Bioelementinventur und Waldnutzungsgeschichte eines 45-jährigen Fichtenbestandes (*Picea abies* [L.] Karst) auf Bährhaldegranit im Südschwarzwald. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. 107 S.
- MURACH, D.** (1984): Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundl. Ber. **77**, 126 S.
- MURACH, D., SCHÜNEMANN, E.** (1985): Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen. Allg. Forstz. **40**, 1151-1154.

- NEAL, M., NEAL, C., BRAHMER, G.** (1997): Stable oxygen isotope variations in rain, snow and streamwaters at the Schluchsee and Villingen sites in the Black Forest, SW Germany. *J. Hydrol.* **90**, 102-110.
- NEBE, W., LEUBE, F.** (1995): Experimente zum meliorativen Waldumbau im Erzgebirge. *Forst u. Holz* **50**, 177-182.
- NEBE, W., WOYDICH, T., LEUBE, F.** (1997): Zur Ernährung und Düngung der Fichte mit Kalium, Kalzium und Magnesium im Unterharz bei anhaltenden Immissionsbelastungen. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* **31**, 1-6.
- OBERDORFER, E.** (1982): Vegetationskundliche Karte Feldberg 1 : 25.000 mit Erläuterungen. *Beih. Veröff. Naturschutz Landespflege Bad.-Württ.* **27**, 86 S.
- ODUM, E.** (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* **164**, 262-270.
- ODUM, E.** (1985): Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience* **35**, 419-422.
- PAPEN, H., HELLMANN, B., PAPKE, H., RENNENBERG, H.** (1993): Emission of N-oxides from acid irrigated and limed soils of a coniferous forest in Bavaria. In: OREMLAND, R.S. (ed.) *Biogeochemistry of Global Change: Radiatively Active Trace Gases*. Chapman & Hall, New York, 245-260.
- PAPEN, H., HERMANN, H., BUTTERBACH-BAHL, K., RENNENBERG, H.** (1994): Emissionen von N₂O, NO und NO₂ aus Böden zweier Fichtenstandorte im Schwarzwald. *KfK-PEF-Berichte* **127**, 212 S.
- PAPEN, H., VON BERG, R., HELLMANN, B., RENNENBERG, H.** (1991): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf chemolithotrophe und heterotrophe Nitrifikation in Böden des Höglwaldes. In: KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A. (Hrsg.) *Ökosystemforschung Höglwald*. Paul Parey Verlag Hamburg, Berlin, 111-116.
- PERSSON, T.** (1988): Liming, soil biology and nitrogen mineralisation. *Kungl.-Skogs-och-Lantbruksakademiens-Tidskrift* **22**, 37-46.
- PERSSON, T., RUDEBECK, A., WIREN, A.** (1995): Pools and fluxes of carbon and nitrogen in 40-year-old forest liming experiments in Southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* **85**, 901-906.
- PRIHA, O., SMOLANDER, A.** (1994): Fumigation-extraction and substrate-induced respiration derived microbial biomass C, and respiration rate in limed soil of Scots pine sapling stand. *Biology and Fertility of Soils* **17**, 301-308.
- RANGER, J., DISCOURS, D., MOHAMED AHAMED, D., MOARES, C., DAMBRINE, É., MERLET, D., ROUILLER, J.** (1993): Comparaison des eaux liées et des eaux libres des sols de 3 peuplements d'épicéa (*Picea abies* Karst) des Vosges. Application à l'étude du fonctionnement actuel des sols et conséquences pour l'état sanitaire des peuplements. *Annuel Science Forestière* **50**, 425-444.
- RANGER, J., MOHAMED AHAMED, D., GELHAYE, D.** (1994): Effet d'un amendement calco-magnésien associé ou non à une fertilisation, sur le cycle biogéochimique des éléments nutritifs dans une plantation d'épicéa commun (*Picea abies* Karst) déperissante dans les Vosges. *Annuel Science Forestière* **51**, 455-475.
- RASPE, S.** (1992): Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) des Schwarzwaldes und Veränderungen nach Düngung. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **29**, 197 S.
- RASPE, S.** (1998): Nutzen und Risiken von Restabilisierungsmaßnahmen. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) *Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswir-*

- kungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 478-490.
- RASPE, S., FEGER, K.H.** (1998a): Bodenfestphase und behandlungsbedingte Veränderungen. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 203-222.
- RASPE, S., FEGER, K.H.** (1998b): Umsätze in Boden und Rhizosphäre – Zusammenfassende Diskussion. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 288-304.
- RASPE, S., FEGER, K.H. und ZÖTTL H.W.** (Hrsg.) (1998): Ökosystemforschung im Schwarzwald. Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern. Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag Landsberg, 533 S.
- RASPE, S., FEGER, K.H., ARMBRUSTER, M., LORENZ, K., ZIMMERMANN, L.** (1997): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalculungen auf die Pedo- und Hydrosphäre. FZKA/PEF-Berichte **153**, 65-75.
- RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W.** (1994): Projekt ARINUS: VIII. Feinwurzelverteilung und –ernährung nach experimenteller Düngung. KfK/PEF-Berichte **117**, 13-27.
- RASPE, S., HAUG, I.** (1998): Wurzelverteilung und Mykorrhizadynamik in Abhängigkeit vom Nährelementangebot im Boden. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 223-238.
- RASPE, S., HORLACHER, A.** (1998): Streuabbau und Mineralisation. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmogenen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 239–250.
- RASPE, S., LORENZ, K., FEGER, K.H., ZIMMERMANN, L., ARMBRUSTER, M., ZÖTTL, H.W.** (1996): Projekt ARINUS: X. Bodenmikrobiologische und ernährungskundliche Charakterisierung des Abbaus von Nadel- und Feinwurzelstreu der Fichte. FZKA/PEF-Berichte **142**, 1-14.
- RAUBUCH, M.** (1992): Wechselwirkungen zwischen mikrobiologischen und chemischen Parametern in Waldböden unter Berücksichtigung des atmosphärischen Eintrags. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, **89**, 130 S.
- REHFUESS, K.E.** (1988): Übersicht über die bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen WWWaldschäden. KfK/PEF-Berichte **35**(1), 1-26.
- REHFUESS, K.E.** (1990): Waldböden – Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2.Auflage, Verlag P. Parey, 294 S.
- REHFUESS, K.E.** (1995a): Wirkungen des Stoffeintrags aus der Atmosphäre auf die Waldböden. In: Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.)

- Waldschäden: Stand der Forschung und Ausblick. Bericht Symposium am 3.5.1995 in München, 14-28.
- REHFUESS, K.E.** (1995b): Gefährdung der Wälder in Mitteleuropa durch Luftschadstoffe und Möglichkeiten der Revitalisierung durch Düngung. Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. (Hannover) **7**, 141-156.
- REITER, H., BITTERSOHL, J., SCHIERL, R., KREUTZER, K.** (1986): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden. Forstw. Cbl. **105**, 300-309.
- REMDE, A., HUND, K., FABIG, W.** (1993): Stabilisierung eines Fichtenbestandes durch Kompensationskalkungen ? Allg. Forstz. **48**, 514-516.
- REUSS, J.O., JOHNSON, D.W.** (1986): Acid deposition and the acidification of soils and waters. Ecological Studies **59**. Springer-Verlag New York, 119 S.
- RICHTER, D.** (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194, 93 S.
- RODENKIRCHEN, H., FORSTER, E.M.** (1991): Untersuchungen zur potenziellen Stickstoff-mineralisation und Nitrifikation in der organischen Auflage eines Fichtenbestandes nach Kalkung und künstlicher saurer Beregnung. In: KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A. (Hrsg.) Ökosystemforschung Höglwald. Paul Parey Verlag Hamburg, Berlin, 103-110.
- ROSENBERG, W.** (1999): Auswirkungen einer Dolomit-Kalkung auf den Humus eines Fichtenwaldes (Höglwald-Projekt). Dissertation Forstwiss. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München, 189 S.
- ROTHER, A.** (1994): Saure Beregnung und Kalkung: Auswirkungen auf Bodenchemie und Wasserqualität. Allg. Forstz. **49**, 754-759.
- ROTHER, A.** (1996): Vergleich von Baumarteneffekt (Fichte – Buche) und Kalkungseffekt am Versuchsstandort Höglwald. Mittlgn. Dsch. Bodenkundl. Ges. **79**, 137-140.
- SAUTER, U., MEIWES, K.J.** (1990): Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. Forst und Holz **42**, 27-30.
- SCHAAF, W., ZECH, W.** (1991): Einfluß unterschiedlicher Löslichkeit von Düngern. Allg. Forstz. **46**, 766-768.
- SCHARPF, O.** (1998): Dynamik der Elementfreisetzung und Säurepufferung aus Gesteinsmehlen im Rahmen von Bodenschutzkalkungen - Konsequenzen für die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Hydrologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 109 S.
- SCHIERL, R., KREUTZER, K.** (1991): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die Schwermetalldynamik im Höglwaldexperiment. In: KREUTZER, K., GÖTTLEIN, A. (Hrsg.) Ökosystemforschung Höglwald. Forstw. Forschungen **39**, 204-211.
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN, R.** (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. 2. Auflage, Springer Verlag Berlin, 389 S.
- SCHLESINGER, W.H.** (1991): Biogeochemistry. An analysis of global change. Academic press, Inc., San Diego, 443 S.
- SCHMITT, V., SCHEUERMANN, R., WILD, A.** (1995): Auswirkungen einer Düngemaßnahme auf physiologische und biochemische Parameter unterschiedlich geschädigter Fichten an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein. Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz **32**, 90-105.

- SCHRÖDTER, H.** (1985): Verdunstung: Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden. Springer Verlag Berlin, 172 S.
- SCHÜLER, G.** (1992): Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen – Versuchskonzept, Ausgangssituation und Eigenschaften der Puffersubstanzen. Mitt. Forstl. Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz **21**, 5-26.
- SCHÜLER, G.** (1995): Waldkalkung als Bodenschutz. Allg. Forstz. **8**, 430-433.
- SCHWERTMANN, U., SÜSSER, P., NÄTSCHER, L.** (1987): Protonenpufferungssubstanzen in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. **150**, 174-178.
- SEIBT, G., WITTICH, W., REEMTSMA, B.** (1977): Ertragskundliche und bodenkundliche Ergebnisse langfristiger Kalkdüngungsversuche im nord- und westdeutschen Bergland. Schriftenreihe Forstwiss. Fakultät Univ. Göttingen **50**, 298 S.
- SEITER, P.** (1995): Vergleich verschiedener Methoden zur Charakterisierung der mikrobiellen Biomasse und der mikrobiellen Aktivität beim Abbau von Pflanzenstreu in sauren Waldböden. Diplomarbeit (unveröffentlicht), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 88 S.
- SEITSCHEK, O.** (1990): Waldbauliche Maßnahmen in immissionsbelasteten Wäldern. In: JOSITZ, J. (Hrsg.) Neuartige Waldschäden - Erkenntnisse und Folgerungen. Berichte und Studien der Hanns-Seidel-Stiftung e.V., München, 183-202.
- SMOLANDER, A., KURKA, A., KITUNEN, K., MÄLKÖNEN, E.** (1994): Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. Soil Biology and Biochemistry **26**, 957-962.
- SOULSBY, C.** (1996): Hydrochemical Processes. In: Wilby, R.L. (Hrsg.) Contemporary Hydrology, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, S.59-106.
- STAHR, K.** (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abh. **9**, 273 S.
- STAHR, K.** (1981): Die Böden. In: WIMMENAUER, W. und SCHREINER, A. (1981) Erläuterungen zu Blatt 8114 Feldberg. Geologische Karte von Baden-Württemberg 1 : 25.000, Stuttgart.
- STAHR, K., FEGER, K.H., ZAREI, M., PAPENFUSS, K.H.** (1995): Estimation of weathering rates in small catchments on Bärhalde granite (Black Forest, SWGermany). In: C.J. Churchman, R.W. Fitzpatrick and R.A. Eggleton (eds.) Clays controlling the Environment - Proceedings of the 10th International Clays Conference, Adelaide, Australia, July 18 - 23, 1993, 494 - 498.
- STAHR, K.; ZAREI, M.; PAPENFUSS, K.H.** (1998): Umwandlung und versauerungsbedingte Zerstörung von Mineralen. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswirkungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 269-288.
- STEFAN, K., FÜRST, A., HACKER, R., BARTEL, U.** (1997): Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys (survey 1995 and data from previous years). EC-UN/ECE, 1997, Brussels, Geneva, 207 S.
- TRÜBY, P.** (1998): CO₂-Emission und C-Umsatz am Standort Schluchsee. In: RASPE, S., FEGER, K.H., ZÖTTL, H.W. (Hrsg) Ökosystemforschung im Schwarzwald – Auswir-

- kungen von atmosphärischen Einträgen und Restabilisierungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt von Fichtenwäldern; Verbundprojekt ARINUS. Umweltforschung in Baden-Württemberg, Ecomed-Verlag, 250 – 259.
- TRÜBY, P., ALDINGER, E.** (1989): Eine Methode zur Bestimmung austauschbarer Kationen in Waldböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**, 301-306.
- UBA** (Umweltbundesamt) (Hrsg.) (1994): Daten zur Umwelt 1992/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 688 S.
- ULRICH, B.** (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **43/I**, 159-187.
- ULRICH, B.** (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstw. Cbl.* **105**, 421-435.
- ULRICH, B., PIROUZPANAH, D., MURACH, D.** (1984): Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. *Forstarchiv* **55**, 127-134.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG** (Hrsg.) (1995): Saurer Regen - Probleme für Wasser, Boden und Organismen. Ecomed-Verlag, 302 S.
- VALEUR, I., NILSSON, I.** (1993): Effects of lime and two incubation techniques on sulfur mineralization in a forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* **25**, 1343-1350.
- van MIEGROET, H.** (1994): The relative importance of sulfur and nitrogen compounds in the acidification of fresh water. In: C.E.W. Steinberg & R.F. Wright (eds.) *Acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future*. Dahlem Workshop Reports, Environmental Sciences Research Report 14, Wiley, 33-49.
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C., JENKINSON, D.S.** (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-707.
- VOLZ, H.A.** (1994): 10 Jahre Depositionsmessungen in Fichtenbeständen: Eine synoptische Darstellung ausgewählter Meßreihen für Schwefel und Stickstoff im Vergleich zu den Emissionen. Schriftenreihe des BML, Reihe A. Münster, Landwirtschaftsverwaltung, 110 S.
- von LÜTZOW, M., ZELLES, L., SCHEUNERT, I., OTTOW, J.C.G.** (1992): Seasonal effects of liming, irrigation, and acid precipitation on microbial biomass N in a spruce (*Picea abies* L.) forest soil. *Biol. Fert. Soils* **13**, 130-134.
- von MERSI, W., KUHNERT-FINKERNAGEL, R., SCHINNER, F.** (1992): The influence of rock powders on microbial activity of three forest soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **155**, 29-33.
- von WILPERT, K., HILDEBRANDT, E.E., HUTH, T.** (1993): Ergebnisse des Praxis-Großdüngerversuches (Abschlußbericht über die Anfangsaufnahmen 1985/86 und die Endaufnahmen 1989/90). *Mitt. FVA Baden-Württemberg* **171**, 133 S.
- von ZEJSCHWITZ, E.** (1985): Qualitätsänderungen des Waldhumus. *Forstw. Cbl.* **104**, 205-220.
- von ZEJSCHWITZ, E.** (1998): Wirkungen von Kompensationskalkungen auf Stoffumsätze im Boden. *Forstarchiv* **69**, 135-144.
- WAGENBLAST, K.** (1998): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen und Witterung auf die Feinwurzeldynamik und -ernährung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.). Diplomarbeit (unveröffentlicht) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br., 96 S.

- WIGINGTON, P.J., DAVIES, T.D., TRANTER, M., ESHLEMAN, K.N.** (1992): Comparison of episodic acidification in Canada, Europe and the United States. *Environm. Pollut.* **18**, 29-35.
- WIMMENAUER, W., SCHREINER, A.** (1981): Erläuterungen zu Blatt 8114 Feldberg. Geologische Karte von Baden-Württemberg 1:25.000, Stuttgart.
- WITTICH, W.** (1952): Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems im Walde. Schriftenreihe Forstl. Fakultät, Univ. Göttingen **30**, 106 S.
- WÖLFELSCHNEIDER, A.** (1994): Einflußgrößen der Stickstoff- und Schwefel-Mineralisierung auf unterschiedlich behandelten Fichtenstandorten im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **34**, 191 S.
- WOLTERS, V., ECKSCHMITT, K., SCHOLLE, G.** (1995): 10 Jahre Waldkalkung – Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. *AFZ* **50**, 936-941.
- WOLTERS, V., JÖRGENSEN, R.G.** (1991): Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biology and Biochemistry* **23**, 897-902.
- XANDER, A., SCHINNER, F.** (1986): Die Wirkung von Düngekalk, Dolomit und Gesteinsmehl auf biologische Aktivitäten eines Ackerbodens. Veröff. Landw.-chem. Bundesanstalt Linz/Donau. **18**, 347-354.
- ZECH, W., POPP, E.** (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstw. Cbl.* **102**, 50-55.
- ZELLES, L., STEPPER, K., ZSOLNAY, A.** (1990): The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. *Biol. Fert. Soils* **9**, 78-82.
- ZIMMERMANN, L.** (1991): Räumliche Variabilität bodenphysikalischer Parameter in kleinen Experimentaleinzugsgebieten im Südschwarzwald. Diplomarbeit (unveröff.), Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., 135 S.
- ZIMMERMANN, L.** (1995): Der Bodenwasserhaushalt an einem Hochlagenstandort im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **35**, 206 S.
- ZIMMERMANN, L., FEGER, K.H.** (1997): Der Bodenwasserhaushalt an einem Fichtenstandort mit Magnesiummangel im südlichen Hochschwarzwald - Messung und Modellierung zur Deutung der montanen Nadelvergilbung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **160**, 141-149.
- ZÖTTL, H.W.** (1960): Dynamik der Stickstoffmineralisierung im organischen Waldbodenmaterial. *Plant and Soil* **13**, 167-206.
- ZÖTTL, H.W.** (1964): Düngung und Feinwurzelverteilung in Fichtenbeständen. *Mitt. Bayer. Staatsforstverw.* **34**, 333-342.
- ZÖTTL, H.W.** (1983): Zur Frage der toxischen Wirkung von Aluminium auf Pflanzen. *Allg. Forstz.* **38**, 206-208.
- ZÖTTL, H.W.** (1985): Waldschäden und Nährelementversorgung. *Düsseldorfer Geobot. Kolloq.* **2**, 31-41.
- ZÖTTL, H.W.** (Projektleiter) (1994): Zusammenhänge zwischen „neuartigen“ Waldschäden und Boden-/Gewässerchemismus in einem geschädigten Waldökosystem auf der Basis eines Einzugsgebietes mit und ohne Düngung (Kalkung) - Projekt FEELING (Forest Ecosystem Effects on Liming in North America and Germany). BMFT-Abschlußbericht Forschungsvorhaben Nr.: 0 3392 79 A. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Univ. Freiburg i.Br, 359 S.