



Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
UMWELT, LANDWIRTSCHAFT,
ERNÄHRUNG, WEINBAU
UND FORSTEN

Martin Greve

LANGFRISTIGE AUSWIRKUNGEN DER WALDKALKUNG AUF DEN STOFFHAUSHALT

Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz Nr. 73/15



Landesforsten
Rheinland-Pfalz

Impressum

Herausgeber:

Zentralstelle der Forstverwaltung
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz (FAWF)
Hauptstr. 16
D-67705 Trippstadt
Telefon 06306 911-0, Telefax 06306 911 200
zdf.fawf@wald-rlp.de
www.fawf.wald-rlp.de

Verantwortlich:

Der Leiter der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz

Dokumentation:

Mitteilung FAWF, Trippstadt
Nr. 73/15, 333 Seiten

Gestaltung, Grafik und Satz

FAWF Rheinland-Pfalz

ISSN 1610-7705 Mitteilungen aus der
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, Nr. 73/15

nur als download
<http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601>

Alle Rechte, insbesondere das Recht der Vervielfältigung und Verbreitung sowie der Übersetzung vorbehalten.

Titelbild:

links: Versuchsfläche Hochspeyer Mitte: Versuchsfläche Adenau Rechts: Versuchsfläche Idar-Oberstein

Foto: M. Greve

Martin Greve

Vom Fachbereich VI
(Raum- und Umweltwissenschaften)
der Universität Trier
zur Verleihung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

LANGFRISTIGE AUSWIRKUNGEN DER WALDKALKUNG AUF DEN STOFFHAUSHALT

Betreuender:
apl. Prof. Dr. Willy Werner

Berichterstattende:
apl. Prof. Dr. Willy Werner
apl. Prof. Dr. Gebhard Schüler
Dr. Joachim Block

Datum der wissenschaftlichen Aussprache:
11. Mai 2015

Zentralstelle der Forstverwaltung
Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Rheinland-Pfalz,
Trippstadt 2015



VORWORT

In Rheinland-Pfalz werden seit den 1980er Jahren zahlreiche waldbauliche Strategien zur Stabilisierung der Waldökosysteme umgesetzt. Beispielgebend hierfür steht der als Leitbild zwischenzeitlich auch im Landeswaldgesetz verankerte naturnahe Waldbau mit der flächenhaften Entwicklung gemischter und geschichteter Waldstrukturen und einer zielgerichteten Einbindung der natürlichen Walddynamik in die Waldbaustrategie. Erwähnt seien aber auch gezielte Stabilisierungsmaßnahmen durch aktive Einbringung von Strukturelementen, etwa in Form des Voranbaus von Buche in Fichtenreinbeständen. Ergänzt werden diese waldbaulichen Maßnahmen seit 1986 durch die Bodenschutzkalkung. Ziel der Bodenschutzkalkung war und ist die Abpufferung der eingetragenen Luftschadstoffe zur Erhaltung, auf den bereits degradierten Standorten auch zur Wiederherstellung, essenzieller Bodenfunktionen.

Die Bodenschutzkalkung war ob der Unsicherheit hinsichtlich etwaiger Auswirkungen auf Bodenflora und Bodenfauna auch Gegenstand kritischer Auseinandersetzungen. Um die bestehenden Unsicherheiten fundiert zu klären, hat die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (heute: Versuchsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, FAWF) im Jahre 1988 den „Vergleichenden Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in Waldökosystemen“ (kurz: Kompensationsversuch) angelegt. Die Anlage erfolgte auf in Rheinland-Pfalz häufig vorkommenden basenarmen, versauerten Waldstandorten in den Regionen Eifel, Hunsrück und Pfälzerwald. Eine erste Zwischenauswertung bezog sich auf die Laufzeit von 1988 bis 1991; die Ergebnisse wurden als Band 21/1992 der „Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz“ veröffentlicht.

Um die Langzeitwirkung der Bodenschutzkalkung beurteilen zu können, fand 23 Jahre nach der Kalkung eine erneute Untersuchung der Versuchsflächen statt. Die in der vorliegenden Arbeit dargestellten Ergebnisse dokumentieren die grundsätzliche Ökosystemverträglichkeit und Wirksamkeit der Dolomitzkalkung im Hinblick auf die angestrebte Abpufferung von Säureeinträgen, weisen aber auch auf die Notwendigkeit ihrer Fortsetzung bei fortbestehender Immissionsbelastung hin. Sie belegen überdies, dass die Wirkung der Dolomitapplikation deutlich länger anhält als erwartet, mit der Folge, dass der Ausbringungsturnus deutlich verlängert und der damit einhergehende finanzielle Aufwand reduziert werden kann.

Im Kapitel „Fazit und Ausblick“ (S. 252ff) werden praxisrelevante Empfehlungen für Waldbesitzende zur Weiterführung der Bodenschutzkalkung gegeben. Es bleibt daher zu wünschen, dass die Ergebnisse auf eine breite Leserschaft stoßen werden.

Die vorliegende Arbeit ist als Dissertation in der Abteilung Geobotanik im Fachbereich Raum- und Umweltwissenschaften der Universität Trier erstellt worden. Für die langjährige Zusammenarbeit der FAWF und der Universität Trier danke ich allen Beteiligten. An der Schnittstelle von anwendungsorientierter Ressortforschung und grundlagenorientierter, universitärer Forschung eröffnet diese Form der Kooperation einen effizienten Einsatz wissenschaftlicher Ressourcen, der beispielgebend sein mag.

Dr. Jens Jacob
Leiter des Landesbetriebs Landesforsten Rheinland-Pfalz

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Inhaltsverzeichnis	I
Abkürzungsverzeichnis	V
Danksagung	VI
Zusammenfassung	VII
Abstract	X
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung der Arbeit	2
2 Material und Methoden	4
2.1 Versuchsflächen des Kompensationsversuchs	4
2.2 Instrumentalisierung und regelmäßige Probenahme	13
2.3 Bodenprobenahme und Vorratsberechnung	15
2.4 Streu- und Nadelproben.....	18
2.5 Ertragskundliche Aufnahmen	18
2.6 Beprobung der Biomassekompartimente	20
2.7 Modellierung der Bestände und des Biomassezuwachses.....	21
2.8 Berechnung der Element-Flüsse und Bilanzgrößen.....	23
2.8.1 Eintrag: Deposition	25
2.8.2 Eintrag: Mineralverwitterung.....	26
2.8.3 Eintrag: Kalkung und Düngung.....	31
2.8.4 Austrag: Sickerwasser	31
2.8.5 Austrag: Festlegung in der Biomasse (Ernteezug)	35
2.8.6 Interne Verlagerung	37
2.8.7 Input-Output-Bilanz.....	37
2.9 Lichtmessungen	38
2.10 Statistik.....	38
3 Bodenversauerung und Pufferreaktionen	40
3.1 Quantitative und qualitative Versauerung.....	40
3.2 Pufferreaktionen	43
3.2.1 Carbonat-Puffe.....	44
3.2.2 Pufferung durch variable Ladung.....	44
3.2.3 Pufferung durch Silikatverwitterung und Oxide	45

4 Ergebnisse.....	49
4.1 Bodenfestphase.....	49
4.1.1 SNK des Mineralbode.....	49
4.1.2 pH-Wert.....	51
4.1.3 Effektive Kationenaustauschkapazität	53
4.1.4 Basensättigung.....	54
4.1.5 Elementvorräte.....	56
4.2 Sickerwasser	61
4.2.1 Mg-Fracht.....	62
4.2.2 Ca-Fracht.....	62
4.2.3 K-Fracht.....	63
4.2.4 Ammonium-Fracht.....	66
4.2.5 P-Fracht.....	66
4.2.6 Mn-Fracht.....	68
4.2.7 Al-Fracht.....	69
4.2.8 Fe-Fracht.....	71
4.2.9 pH-Sickerwasser.....	72
4.2.10 BC/Al-Verhältnis	73
4.2.11 Aziditätsgrad.....	75
4.2.12 Anionen und DOC	76
4.3 Bestandesernährung.....	82
4.3.1 Nadelspiegelwerte.....	82
4.3.2 Nährstoff-Verhältnisse	100
4.3.3 Compositional Nutrient Diagnosis.....	105
4.4 Streufall und Biomassekompartimente.....	112
4.4.1 Streufallmenge des Zeitraums 09.2011 bis 09.2012	112
4.4.2 Konzentrationen des Streufalls und der Biomassekompartimente	113
4.4.3 Abschätzung der unterirdische Biomasse und deren Elementvorräte	125
4.5 Bestandeswachstum.....	127
4.5.1 Zuwachsgeraden.....	131
4.5.2 Wuchsleistung.....	135
4.5.3 Höhenzuwachs	137
4.5.4 Höhenzuwachs und Mortalität des Buchenvoranbaus.....	139
4.6 Säurebelastung.....	141
4.6.1 Säurebelastung durch Export der Biomasse.....	141
4.6.2 Potentielle Netto-Säurebelastung (AC_{potnet}).....	145
4.6.3 Säurebelastung nach Ulrich (1991, 1994).....	148

4.7 Bilanzen	154
4.7.1 Eintrag: Deposition	154
4.7.2 Eintrag: Mineralverwitterung.....	158
4.7.3 Austrag: Sickerwasser.....	160
4.7.4 Austrag: Festlegung in der Biomasse (Ernteentzug)	160
4.7.5 Bilanzsalden	172
4.7.6 Prognostizierte Wirkungsdauer anhand der Ca- und Mg-Bilanzen.....	186
5 Diskussion.....	190
5.1 Entwicklung des Säure-Base-Status	190
5.2 Wirkung und Wirkungsdauer der Kalkung hinsichtlich der Säurepufferung sowie der Mg- und Ca-Bilanzen.....	195
5.2.1 Qualitative Parameter	195
5.2.2 Quantitative Parameter: Ca- und Mg-Bilanzen sowie Vorräte	198
5.2.3 Tonminerale	199
5.3 Element-Mobilisierung durch Kalkung.....	201
5.3.1 Aluminium.....	201
5.3.2 Eisen.....	203
5.3.3 Mangan	204
5.3.4 DOC.....	206
5.4 Wirkung der Kalkung auf Wachstum und Biomasseproduktion.....	207
5.4.1 Gesamt-Wuchsleistung.....	207
5.4.2 Buchenvoranbau in Idar-Oberstein.....	209
5.4.3 Zuwachsgeraden.....	210
5.5 Auswirkung der Kalkung auf den Stickstoffhaushalt.....	212
5.5.1 Stickstoff-Form	212
5.5.2 Stickstoff-Ernährung mit Schwerpunkt Fichte.....	213
5.5.3 Stickstoff-Bilanz	218
5.6 Auswirkung der Kalkung mit und ohne zusätzliche Phosphor Düngung auf den Phosphorhaushalt	221
5.6.1 Phosphor-Verfügbarkeit	221
5.6.2 Wirkung der zusätzlichen Phosphor-Düngung	223
5.6.3 Cadmium	225
5.7 Auswirkung der Kalkung auf die Bestandesernährung	226
5.7.1 Ernährungskundliche Grenzwerte.....	226
5.7.2 Nährstoff-Verhältnisse	232
5.7.3 Compositional Nutrient Diagnosis.....	234

5.8 Bemerkungen zu der Methodik, Datenqualität und Ergebnisinterpretation.....	236
5.8.1 Cl-Korrektur des Sickerwassers	236
5.8.2 Bodenprobenahme	239
5.8.3 Mineralverwitterung.....	242
5.8.4 Ca- und Mg-Rückhalt.....	245
5.8.5 Ausschluss des Einflusses der Megafauna auf den Stoffhaushalt	250
6 Fazit und Ausblick.....	252
6.1 Versuchsweiterführung.....	255
7 Literaturverzeichnis	258
Anhang	281
A Abbildungsverzeichnis	281
B Tabellenverzeichnis	287
C Bilanzen	292
D Weiterführende Angaben zu den Versuchsflächen.....	301
E Kalkulation der Säurebelastung nach Ulrich (1991).....	303
F Kationen-Verhältnisse im Sickerwasser	306
G Anionen-Verhältnisse im Sickerwasser	315
Curriculum Vitae	324
Handout	325
Kurzfassung	327

Abkürzungsverzeichnis

AC _{potnet}	Potentielle Netto-Säurebelastung
AD	Versuchsfläche Adenau des Kompensationsversuchs
BC/Al	Molares Verhältnis der Summe von Magnesium, Calcium und Kalium zu Aluminium im Sickerwasser
BHD	Brusthöhendurchmesser, Durchmesser in 1,3 m Höhe
c+0	Nadeln des ersten, somit des aktuellen Nadeljahrgangs
c+2	Nadeln des dritten und somit zwei Jahre vor Probenahme ausgebildeten Nadeljahrgangs
CND	Compositional Nutrient Diagnosis
CNDR ²	Kennwert der CND für die Ausgewogenheit der Ernährung
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DRIS	Diagnosis and Recommendation Integrated System
E	Maß für die Zuwachsverteilung auf die Individuen unterschiedlicher Größe eines Bestandes
FAWF	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft in Trippstadt
HA	Versuchsfläche Hatzfeld des Kompensationsversuchs, 2005 stillgelegt
HS	Versuchsfläche Hochspeyer des Kompensationsversuchs
I _x	I-Wert der CND für das Element X, welcher die Abweichung zum Referenzbestand zeigt
IO	Versuchsfläche Idar-Oberstein des Kompensationsversuchs
KAK	Kationenaustauschkapazität
KAK _{eff}	Effektive Kationenaustauschkapazität
KD	Eintrag durch Kalkung und Düngung
M _a	Säurebildende Kationen (Al, Fe, Mn)
M _b	Base-Kationen (Ca, K, Mg, Na)
MV	Mineralverwitterung
Org ⁻	Organische Anionen, die negative Ladung des DOC im Sickerwasser
SNK	Säureneutralisationskapazität
SW _(x)	Sickerwasser (der Tiefe X cm)
TD	Gesamtdeposition
TRD	Trockenrohdichte
WEE	Waldernährungserhebung

Kalkungsvarianten: Alle untersuchten Varianten ausgeschlossen der unbehandelten Kontrolle

Danksagung

Mein ganz besonderer Dank gilt Dr. Joachim Block für die umfangreiche Unterstützung und wissenschaftliche Betreuung, die vielen konstruktiven Anregungen und die stete Diskussionsbereitschaft während dieser Arbeit, die für mich eine große Hilfe und Motivation waren.

Ganz herzlich danke ich auch Prof. Dr. Willy Werner, der immer Zeit für inspirierende Gespräche fand und meine Arbeit durch die vielen Diskussionen und kritischen Anmerkungen bereicherte und hervorragend betreute.

Mein Dank gilt auch Prof. Dr. Gebhard Schüler für die Überlassung des Themas und, zusammen mit Prof. Dr. Sören Thiele-Bruhn, für die Betreuung der Arbeit.

Bei allen Mitarbeitern der FAWF, insbesondere der Verwaltung und des Forschungsbereichs 6.2, bedanke ich mich herzlich für die unkomplizierte Hilfe und die vielen Anregungen, die meine Arbeit erleichterten. Besonders danke ich Florian Frank für die tatkräftige Hilfe bei der Probenahme und -aufbereitung sowie Julius Schuck für die Unterstützung bei der Modellierung. Mein Dank gilt auch Ingrid Neumann für ihre sorgfältige Datenhaltung und ihr gutes Erinnerungsvermögen. Ganz herzlich danke ich auch Prof. Dr. Axel Roeder für die wertvollen Anregungen zur ertragskundlichen Auswertung.

In großer Verbundenheit bedanke ich mich bei Henrik Prantl und meinem Bruder Julian Greve für das sorgfältige Korrekturlesen der Arbeit.

Herzlich bedanke ich mich auch bei der Mittagsrunde im Neubau, der Badmintontruppe, den Skatspielern und besonders Ulf Hettich für die willkommene und nötige Ablenkung. Ein spezieller Dank geht an dieser Stelle an meine Freunde und an meine Familie für die schöne Zeit während der vergangenen Jahre, ihre liebe Unterstützung und Ermutigung.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinen Eltern Eva-Maria und Udo Greve für ihren Rückhalt, ihre Hilfsbereitschaft und ihr Vertrauen in mich bedanken.

Zusammenfassung

Seit dem späten 19. Jahrhundert ist in Mitteleuropa und Nordamerika von einer Zunahme des anthropogen bedingten Säureeintrags auszugehen, von dem Waldgebiete besonders betroffen waren und sind. Seit den 1980er Jahren ist ein Rückgang des Säureeintrags, vor allem durch greifende Luftreinhaltemaßnahmen hinsichtlich Schwefeldioxid (SO₂), zu verzeichnen. Allerdings liegt die Emission von ebenfalls versauernd wirkenden Stickstoffverbindungen weiterhin auf einem hohen Niveau. Aufgrund des hohen Anteils an Waldfläche auf armen Böden mit geringer Pufferkapazität wurden in Rheinland-Pfalz frühzeitig großflächige Kalkungsmaßnahmen durchgeführt, um die negativen Auswirkungen des Säureeintrags zu kompensieren. Zur wissenschaftlichen Begleitung der Bodenschutzkalkung wurden 1988 Versuchsflächen mit Kalksteigerungsvarianten als Parzellenversuch eingerichtet, auf denen die Daten der vorliegenden Arbeit erhoben wurden. Für jede Variante, die mit einer Dosierung von 3, 5, 9 und 15 t dolomitischen Kalks ha⁻¹ sowie teilweise mit zusätzlicher Phosphor- und Kaliumdüngung behandelt wurden, als auch für die unbehandelte Kontrolle sind zwei räumliche Wiederholungen vorhanden. Die Anlage erfolgte auf basenarmen, versauerten Waldstandorten auf in Rheinland-Pfalz häufig vorkommenden Bodensubstraten. Die Versuchsflächen Adenau (Decklehm über devonischem Tonschiefer) und Idar-Oberstein (Decklehm über Quarzitschutt) sind mit Fichte und die Versuchsfläche Hochspeyer (Sande des Mittleren Buntsandstein) mit einem Kiefernbestand mit zwischen- und unterständiger Buche bestockt.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es zunächst die Entwicklung des Säure-Base-Zustands der unbehandelten Kontrolle zu untersuchen, um festzustellen, ob die Kalkung erforderlich war und unter den aktuellen Bedingungen weiterhin erforderlich ist. Des Weiteren sollte der Verbleib der mit den unterschiedlich dosierten Kalkgaben ausgebrachten Nährstoffe Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) verfolgt werden sowie eine Betrachtung der Wirkungsdauer hinsichtlich der Säureneutralisationskapazität erfolgen. Zudem sollten die in der Literatur kontrovers diskutierte Veränderungen im Elementhaushalt, insbesondere von Stickstoff (N), Phosphor (P), Schwefel (S), Kalium (K) und Aluminium (Al), betrachtet werden. Zur Erklärung dieser auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit standörtlich deutlich voneinander abweichenden Reaktionen, wurden chemische Parameter des Bodens und des Sickerwassers sowie Unterschiede in der Bestockung, der Kalkdosis und dem zeitlicher Abstand zur Kalkausbringung herangezogen.

Als zentrales Beurteilungselement wurden in der vorliegenden Arbeit Stoffbilanzen erstellt, um die langfristigen Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffhaushalt und die Versauerung zu untersuchen. Dies geschah auf Basis der 24 Jahre umfassenden Zeitreihen zur Sickerwasser- und Depositionsmessung. Zu Beginn des Promotionsprojektes wurden zudem Bodenproben zur Ermittlung der Nährelementvorräte gewonnen sowie der aufwachsende Bestand detailliert beprobt, sodass eine

Modellierung der Elementfestlegung in der Biomasse im Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012 ermöglicht wurde. Die Elementfreisetzung aus der Mineralverwitterung wurde mittels PROFILE berechnet.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Eintrag versauernd wirkender Verbindungen die Pufferkapazität des Ökosystems durch Base-Kationen im gesamten Beobachtungszeitraum überschreitet und zu einer Destabilisierung der Tonminerale führt. Insbesondere der atmogene Eintrag von N-Verbindungen und die Mobilisierung von im Boden gespeicherten Sulfaten stellt zurzeit das größte Versauerungsrisiko dar. Zusätzlich führt der Export von Biomasse durch die Holznutzung zu einer weiteren Versauerung des Ökosystems. Diese Befunde verdeutlichen die Dringlichkeit die Deposition von versauernd wirkenden Verbindungen auch über die geplanten EU National Emission Ceilings (NEC) ab dem Jahr 2030 hinaus weiter zu reduzieren und den Entzug von Alkalinität mit der Holzernte an den Standort anzupassen.

Die in den meisten Bundesländern praxisübliche Dosierung von 3 t Dolomit ha⁻¹ sorgt für eine Verbesserung der qualitativen Versauerungsindikatoren Basensättigung, pH-Wert, BC/Al-Verhältnis und Aciditätsgrad sowie für eine langfristige Erhöhung der Ca- und Mg-Vorräte der drei Versuchsflächen. Jedoch zeigt sich nach 24 Jahren ein Nachlassen hinsichtlich dieser Kalkungswirkungen. Zwar weisen die Varianten mit höherer Kalkdosis eine längere Wirkungsdauer und eine leicht verbesserte Tiefenwirkung auf, jedoch ist von einer Erhöhung der Kalkdosis nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit abzuraten, da insbesondere das Risiko für eine Mobilisierung von Anionen und damit einer Öffnung der Stoffkreisläufe des Ökosystems erhöht wird und zudem die Wirkungsdauer nicht im gleichen Maße mit der Kalkdosis ansteigt.

Schon eine Kalkung mit 3 t Dolomit ha⁻¹ erhöht das Risiko für einen Austrag von Nitrat und Sulfat mit dem Sickerwasser, was zu einem Verlust von Kationen und einer äquivalenten Versauerung führt. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen jedoch, dass diese zusätzlich hervorgerufene Säurebelastung durch die mit der Kalkung ausgebrachten Carbonate kompensiert wird und die Anionen hauptsächlich von Mg und nicht von Al oder Schwermetallen begleitet werden. Demnach sinkt die Wirkungsdauer der Kalkung mit zunehmender Mobilisierung von Anionen ab. Auf der unbehandelten Kontrolle werden die durch den ehemals lang anhaltenden und hohen SO₂-Eintrag im Boden aufgebauten Sulfatvorräte langsamer abgebaut. Allerdings belegen die Ergebnisse, dass damit kein geringerer Austrag von Al verglichen mit den Kalkungsvarianten verbunden ist. Demnach ist ohne Kalkung mit einem längerfristigen Kationenverlust und einer längerfristigen Belastung für das oberflächennahe Grundwasser durch Al zu rechnen. Ca hingegen wird stärker als Mg im Boden gebunden und in größeren Mengen in den Bestand aufgenommen, sodass in forstlich genutzten Wäldern der größte Ca-Verlust durch den Entzug von Biomasse erfolgt. Aufgrund der nur begrenzten Steuermöglichkeiten des Mg-Austrags mit dem Sickerwasser ist auch weiterhin der Einsatz von Kalken mit einem hohen Mg-Anteil ratsam.

Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass durch die Kalkung die Nitrifikation gefördert wird, was vor allem auf dem Standort Adenau, der unter den drei Versuchsflächen die höchsten N-Einträge aufweist, zu einem Anstieg des Nitrataustrags mit dem Sickerwasser führt. Der Fichtenbestand in Idar-Oberstein reagiert hingegen auf die Kalkung mit einer Zunahme der N-Festlegung im Holz, was im Falle eines Exports der Biomasse mit der Holzernte zu einem höheren, der Eutrophierung entgegenwirkenden N-Export führt. Allerdings ist sowohl der N-Austrag mit dem Sickerwasser in Form von Nitrat als auch durch den Export von Biomasse mit dem Verlust von Nährstoff-Kationen und damit einer Versauerung gekoppelt.

Sowohl der Abgleich mit ernährungskundlichen Grenzwerten, die Nährstoffverhältnisse, die insgesamt im Bestand festgelegte Menge an Kalium als auch die Ergebnisse der multivariaten Compositional Nutrient Diagnosis weisen insbesondere bei den Fichtenbeständen auf eine Unterversorgung von K hin, was durch die Kalkung verschärft wird. Da auf der Kalkungsvariante mit zusätzlicher K-Düngung in Adenau und Idar-Oberstein der stärkste Höhenzuwachs im Beobachtungszeitraum gemessen wurde, ist von einem tatsächlichen Mangel auszugehen. Da allerdings der Biomassezuwachs aller Kalkungsvarianten dennoch über dem der Kontrolle liegt, dürfte auf den drei Versuchsflächen die Verbesserung der Mg- und Ca-Ernährung, die geringeren Al- und Mn-Konzentration im Sickerwasser sowie das ausgeglichene Verhältnis von N zu anderen Nährstoffen, ausgenommen K, eine größere Rolle für die Bestandesernährung spielen. Die zusätzliche P-Düngung führt zu einer langfristigen Verbesserung der P-Versorgung. Die Steigerung des Zuwachses wird dabei nicht auf alle Individuen der Kalkungsvarianten gleichmäßig verteilt, sondern fällt vor allem durch die in den Vordergrund tretende Konkurrenz um Licht auf große Individuen des Bestandes.

Die mittlerweile rückläufigen Sulfatfrachten im Sickerwasser und die geplante Reduktion der N-Emissionen dürften langfristig zu einer Verminderung der Nährstoffverluste und der Versauerung führen. Jedoch zeigen die Ergebnisse, dass bis dahin auf schwach basenversorgten Standorten wie den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit, die Kalkung weiterhin nötig bleibt, wenn auch in immer weiteren Zeitabständen von voraussichtlich 20 bis 40 Jahren. Die für die Untersuchung der Langzeiteffekte von Bodenschutzkalkungen wertvollen Versuchsanlagen sollten unbedingt erhalten, weiter betreut und untersucht werden. Um die in der Praxis in Rheinland-Pfalz stattfindende Wiederholungskalkung wissenschaftlich zu begleiten, sollten auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit ausgewählte Varianten mit einer weiteren Kalkgabe behandelt werden. Von Interesse ist dabei insbesondere, ob nach einer Wiederholungskalkung abweichende Effekte verglichen mit einer Erstkalkung auftreten.

Abstract

Since the late 19th century an increased acid input from anthropogenic activities was observed in Europe and North America, especially in forest ecosystems. Acid atmospheric deposition is decreasing since the 1980s, mainly due to reduced sulfur dioxide emissions. But the input of acidity by nitrogen components remains still at a high level. In Rhineland-Palatinate, where a high percentage of forest areas is located on poor soils with small buffer capacity, extensive liming actions were performed at an early stage in order to compensate the negative consequences of the acid deposition. In 1988, three study areas with different liming treatments from 3 to 15 t dolomitic lime ha⁻¹ and control plots were established on base-poor forest areas for scientific supervision of the practical liming activities and to investigate the effectivity of liming and its impacts on forest ecosystems.

The first goal of this thesis was to examine the changes in the acid-base state of the untreated control plots and of the liming treatments over twenty years after liming. Secondly, the path of the applied calcium (Ca) and magnesium (Mg) throughout the forest ecosystem should be traced as well as the effects of forest liming on the element fluxes of nitrogen (N), potassium (K), sulfur (S) and aluminum (Al). As a primary evaluation tool, input-output nutrient budgets were created based on the 24 years of measurements of deposition and seepage water. Also soil samples and samples of the organic layers were collected. A detailed sampling of the forest stand allowed the calculation of the incorporated nutrients into the biomass. Base cation release due to mineral weathering was estimated by the model PROFILE.

The results show that over the whole observation period, the acid input exceeds the buffer capacity by base cations of the forest ecosystems of the study areas. The commonly applied dosage of 3 t dolomitic lime ha⁻¹ caused an improvement of the soil pH, the base saturation and the exchangeable Mg and Ca stocks as well as of the stress parameters of the seepage water. Though, the risk of nitrate and sulfate output increased after liming treatment in different intensities for the three study plots, but these anions were mainly accompanied by Mg and not by Al. Ca is more intensively bound to the soil cation exchanger as well as taken up and incorporated in the biomass, so that export of biomass by harvesting is the biggest Ca flux leaving the ecosystem. Liming caused a decline in K nutrition of the forest stands, but induced on the other hand an overall more balanced mineral nutrition, thus leading to an increased stand growth. Dominant trees profited to a larger extend from this increase in stand growth as they benefit of a better light availability. It is not advised to increase the commonly applied lime dosage because of the greater risk of anion mobilization and reduced efficiency in effect duration.

The declining sulfate output by seepage water and the planned reduction of nitrogen emissions should lead to a long-term decrease in nutrient loss and acidification. The results show that until then liming is still required for forest stands on base poor soils although in greater time intervals of presumably 20 to 40 years.



1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Seit dem späten 19. Jahrhundert ist von einer Zunahme des anthropogen bedingten Säureeintrags in Mitteleuropa und Nordamerika auszugehen (Ulrich 1986b). Erste Messdaten der Deposition, die seit den 1930er Jahren vorliegen, und durchgehende Messreihen mit Beginn in den 1960er Jahren zeigen bereits hohe Säurebelastungen, welche die auf natürliche Emissionen zurückführbaren Belastungen deutlich überschreiten (Winkler 1982; Ulrich 1986b). Der Rückgang des umgangssprachlich als „sauren Regen“ bezeichneten Säureeintrags seit den 1980er Jahren (Alewell et al. 2000; Waldner et al. 2014) ist vor allem durch greifende Luftreinhaltemaßnahmen hinsichtlich Schwefel und Stickstoffoxide bedingt (Stoddard et al. 1999; European Environment Agency 2013). Allerdings liegt die Emission der ebenfalls versauernd wirkenden reduzierten Stickstoffverbindungen (van Breemen et al. 1982) weiterhin auf einem hohen Niveau (European Environment Agency 2013), sodass diese in Deutschland seit Mitte der 1990er Jahre die Ursache für den Großteil der Säurebelastung darstellen (Meesenburg et al. 2009; Umweltbundesamt 2013a).

Von dem Eintrag versauernd wirkender Verbindungen waren und sind Waldgebiete aufgrund ihrer hohen Kronenraum-Oberfläche (Ulrich et al. 1979) und ihrer häufig exponierten Lage besonders betroffen. Dies führt, zusammen mit der über Jahrhunderte stattgefundenen Übernutzung (Ebermayer 1876; Schwind 1983), zu einer großflächigen Versauerung der Böden (Meiwes 1995; Ulrich 1995) und der damit zusammenhängenden Mobilisierung von Aluminium (Al) und Schwermetallen, dem Verlust von Base-Kationen (M_b -Kationen) (van Breemen et al. 1983; Ulrich 1986a; Dise et al. 1994), Al-Toxizität im Wurzelraum (Meiwes et al. 1986) und Störungen in der Nährstoffversorgung der Bestände (Hüttl 1991). Dabei ist die Pufferkapazität und die Sensibilität gegenüber der Säurebelastung vor allem von der chemischen Zusammensetzung des geologischen Ausgangssubstrates abhängig (Blaser et al. 2008). Da bessere Standorte in Deutschland zumeist landwirtschaftlich genutzt werden, stockt Wald häufig auf ärmeren Böden mit geringer Pufferkapazität (Block & Meiwes 2013). Für Rheinland-Pfalz ist dies zu zwei Drittel der Waldfläche der Fall (Block & Gauer 2012), was den hohen Anteil von ca. 70 % an stark bis sehr stark versauerten Aufnahmepunkten in der ersten Bodenzustandserhebung (BZE) erklärt. Zudem besteht durch das geringe Puffervermögen die Gefahr einer Belastung des oberflächennahen Grundwassers (LUWG 2005; Bittersohl et al. 2014) und der Quellbereiche (Westermann 2000) dieser Regionen.

Aufgrund seiner geologischen Gegebenheiten mit einem hohen Anteil versauerungsgefährdeter Böden gehört Rheinland-Pfalz zu den Bundesländern, die frühzeitig und großflächig Kalkungsmaßnahmen

durchführten, um die negativen Auswirkungen des Säureeintrags zu kompensieren. Für die Kompensation wurde eine Dosierung von 3 bis 4 t ha⁻¹ im Abstand von 10 Jahren (Ulrich et al. 1979; Gussone 1984) empfohlen. Um zugleich dem an vielen Standorten auftretenden Magnesiummangel entgegenzuwirken, wurden in Rheinland-Pfalz vornehmlich dolomitische Kalke ausgebracht, die neben Calcium- auch Magnesiumcarbonate enthalten (Hüttl & Zöttl 1993; Schüler 2002). Beginnend in der Mitte der 1980er Jahre wurden mittlerweile etwa zwei Drittel der Waldfläche in Rheinland-Pfalz teilweise wiederholt gekalkt (Block 2011).

Die Kalkung stellt wie die Deposition versauernd wirkender Verbindungen einen Eingriff in das Ökosystem dar, der alle Kompartimente beeinflusst. Neben den gewünschten Effekten, wie Nährstoffzufuhr und Säurekompensation, besteht bei einem derartigen Eingriff immer die Gefahr von unbeabsichtigten und schädlichen Nebenwirkungen (vgl. Kreuzer 1995; Reif et al. 2014). Um den gesamten Einfluss der Kalkung zu erfassen, wurde 1988 der *„Vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in Waldökosystemen“* (kurz: Kompensationsversuch) auf basenarmen, versauerten Waldstandorten auf in Rheinland-Pfalz häufig vorkommenden Bodensubstraten eingerichtet (Schüler 1992).

1.2 Zielsetzung der Arbeit

In der vorliegenden Arbeit sollen die Auswirkungen unterschiedlich hoch dosierter Dolomitzkalkungen auf die Waldökosysteme der Versuchsflächen anhand der seit Versuchsbeginn kontinuierlich erhobenen, langfristigen Zeitreihen und neu durchgeführter Beprobungen betrachtet werden.

- Als grundlegendes Werkzeug für Fragestellungen zum Stoffhaushalt werden Input-Output-Elementbilanzen erstellt, mit denen zum einen der Verbleib der mit der Kalkung ausgebrachten Nährstoffe Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) verfolgt werden soll. Insbesondere auf schwachen Standorten stellt die Kalkung ein wichtiges Werkzeug zur Rückführung des mit der Holzernte entzogenen Ca und Mg im Sinne einer nährstoffnachhaltigen Waldbewirtschaftung dar (Block & Meiwes 2013). Nur mit Informationen über Verluste, aber auch Einträge dieser Nährstoffe, ist eine Steuerung der Kalkung hinsichtlich dieses Aspektes möglich.
- Die Wirkungsdauer der ausgebrachten Kalkmenge hinsichtlich ihrer Säureneutralisationskapazität ist mit den genannten Aspekten des Stoffhaushalts eng verknüpft und kann ebenfalls über eine Bilanzierung der Stoffflüsse berechnet werden (vgl. van Breemen et al. 1983; Ulrich 1991). Dabei werden nicht nur die im Beobachtungszeitraum neu eingetragene Säuremenge berücksichtigt, sondern auch die Freisetzung von aufgespeicherter Säure mit einbezogen. In diesem Zusammenhang soll überprüft werden, inwieweit die Waldkalkung zur Kompensation der Säurebelastung beigetragen hat und ob eine

Kalkung unter den aktuellen Bedingungen weiterhin erforderlich ist. Neben dieser quantitativen Herangehensweise erfolgt auch eine qualitative Beurteilung des aktuellen Versauerungszustandes sowie dessen Entwicklung anhand von Kennwerten des Bodenwassers und der Bodenfestphase (vgl. Block et al. 2000).

- Durch Änderungen der bodenchemischen Verhältnisse im Zuge der Säurepufferung sind auch Veränderungen im Stoffhaushalt anderer Elemente zu erwarten (vgl. Kreutzer 1995), für deren Bewertung die den Bilanzen zugrunde liegende Stoffflüsse ebenfalls herangezogen werden. Vornehmlich seien hier die Mobilisierung oder Fixierung von Schwermetallen und Al sowie mögliche Interaktionen mit anderen Nährstoffen wie Kalium (K), Phosphor (P) und Bor (B) genannt.
- Durch diese Änderungen der bodenchemischen Verhältnisse ist auch von einer Beeinflussung des Stickstoffkreislaufs durch die Kalkung auszugehen (vgl. Persson et al. 1995). Die durch den Anstieg des pH-Wertes geförderte Aktivierung der mikrobiellen Aktivität kann vor allem auf Standorten mit hohen Stickstoffeinträgen und -vorräten zu einer höheren Stickstofffreisetzung und Nitrifizierung führen als vom aufstockenden Bestand und den Bodenlebewesen aufgenommen werden kann (vgl. Kriebitzsch 1978). Da Nitrat (NO_3^-) als Anion nur in geringen Mengen am Bodenaustauscher gebunden werden kann (vgl. Durka et al. 1994), wären Auswaschungen von NO_3^- und damit gekoppelt ein äquivalenter Verlust von Kationen die Folge (van Breemen et al. 1983). Ob dies auf den nährstoffarmen Standorten der vorliegenden Arbeit stattfindet und inwieweit der Faktor Zeit und die Dosierung der Kalkung dabei eine Rolle spielen, ist ebenfalls ein wichtiger Bestandteil der Auswertung.
- Die hohen Einträge von N können zusammen mit dem Verlust von M_b -Kationen zu einer unausgewogenen Nährstoffversorgung aufwachsender Bestände führen (Hüttl 1991; Flückiger & Braun 2003). In diesem Zusammenhang ist denkbar, dass dem die Kalkung durch die Rückführung von Mg und Ca sowie durch die Förderung des ökosystem-internen Nährstoffkreislaufs positiv entgegenwirken kann (Block et al. 1997). Um dies zu beurteilen, wird der Ernährungszustand anhand der in den Nadeln enthaltenen Nährstoffkonzentrationen und -Verhältnisse betrachtet und dieser mit den ertragskundlichen Kennwerten der Bestände in Verbindung gebracht.

2 Material und Methoden

Das folgende Kapitel gibt eine Übersicht über die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methoden zur grundlegenden Datenerhebung und Auswertung. Spezielle Berechnungsschritte sind teilweise zur Verbesserung der Übersicht und des Verständnisses bei der Ergebnisdarstellung aufgeführt. Die Methoden früherer Untersuchungen, die seit Versuchsbeginn im Rahmen anderer Arbeiten durchgeführt wurden und auf deren Ergebnisse in der späteren Diskussion Bezug genommen wird, sind nur kurz dargestellt und mit den entsprechenden Literaturhinweisen zu einer detaillierten Methodenbeschreibung versehen.

2.1 Versuchsflächen des Kompensationsversuchs

Die Anlage der ursprünglich vier Versuchsflächen Adenau (AD), Idar-Oberstein (IO), Hochspeyer (HS) und Schönstein des Kompensationsversuchs erfolgte im Winter 1988/89 auf in Rheinland-Pfalz häufig vorkommenden Bodensubstraten (Schüler 1990) (Abb. 1). Der Versuch wurde als Parzellenversuch mit unterschiedlichen Behandlungsvarianten angelegt und seit Versuchsbeginn kontinuierlich von der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft (FAWF) betreut. Für die vorliegende Arbeit wurden die Varianten ausgewählt, die mit unterschiedlicher Mengen dolomitischen Kalks der Herkunft Wellen, einem Muschelkalk aus der Trias mit homogener Zusammensetzung (Schüler 1992) per Handausbringung behandelt wurden (Tab. 1). Die niedrigste Dosierung weist die in der Praxis übliche Menge von 3 t ha^{-1} (Variante 1 und 3) auf und wird gefolgt von 5 (Variante 6), 9 (Variante 7) und 15 t ha^{-1} (Variante 8). Die Varianten 3 und 8 aller Versuchsflächen sowie die Variante 7 in HS weisen neben der Kalkung eine Zusatzdüngung mit „Hyperphos“, einem weicherdigen Rohphosphat auf (Tab. 1, für eine detailliertere Beschreibung siehe Anhang A Tab. 92). Die Variante 7 wurden zudem auf allen Versuchsflächen mit Kieserit ($0,66 \text{ t ha}^{-1}$) und Patentkali ($0,34 \text{ t ha}^{-1}$) gedüngt. Die restlichen Behandlungsvarianten der Versuchsflächen (siehe Anhang A Tab. 92) wurden in der vorliegenden Arbeit nicht weiter behandelt, da diese aufgrund hoher Kosten oder schlechter Praktikabilität in der Praxis keine Rolle spielen.

Die Fläche Schönstein wurde 2005 nach einem Windwurf aufgegeben und stand für weitere Probenahmen nicht mehr zur Verfügung. Auf den drei in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsanlagen Adenau, Idar-Oberstein und Hochspeyer (Tab. 2, Abb. 2) sind pro Kalkungsvariante zwei Parzellen je 1000 m^2 vorhanden, die teils versetzt angeordnet sind (IO, HS), teils aber auch zusammenhängen (AD) (Abb. 3, Abb. 4, Abb. 5). Für die unbehandelte Kontrolle wurden drei Parzellen mit je 2125 m^2 eingerichtet, die über die Versuchsfläche verteilt sind. Zwischen den Parzellen sind Pufferbereiche von 5 m vorhanden. Die in der vorliegenden Arbeit verwendete

Bezeichnung der Parzellen setzt sich aus der Nummer der Variante (Zahl vor dem Bindestrich, vgl. Tab. 1) und der Nummer der Wiederholung (Zahl nach dem Bindestrich) zusammen (z. B.: 0-1). Die Ecken der Parzellen wurden sowohl mit Pfosten abgesteckt als auch mit Winkelgräben gekennzeichnet und alle Versuchsflächen wurden bei Versuchsbeginn gezäunt.

Abbildung 1

Lageplan der Versuchsflächen des vergleichenden Kompensationsversuchs in Rheinland-Pfalz. Die Versuchsfläche Schönstein wurde 2005 nach Windwurf aufgegeben und wird in der vorliegenden Arbeit nicht weiter behandelt.

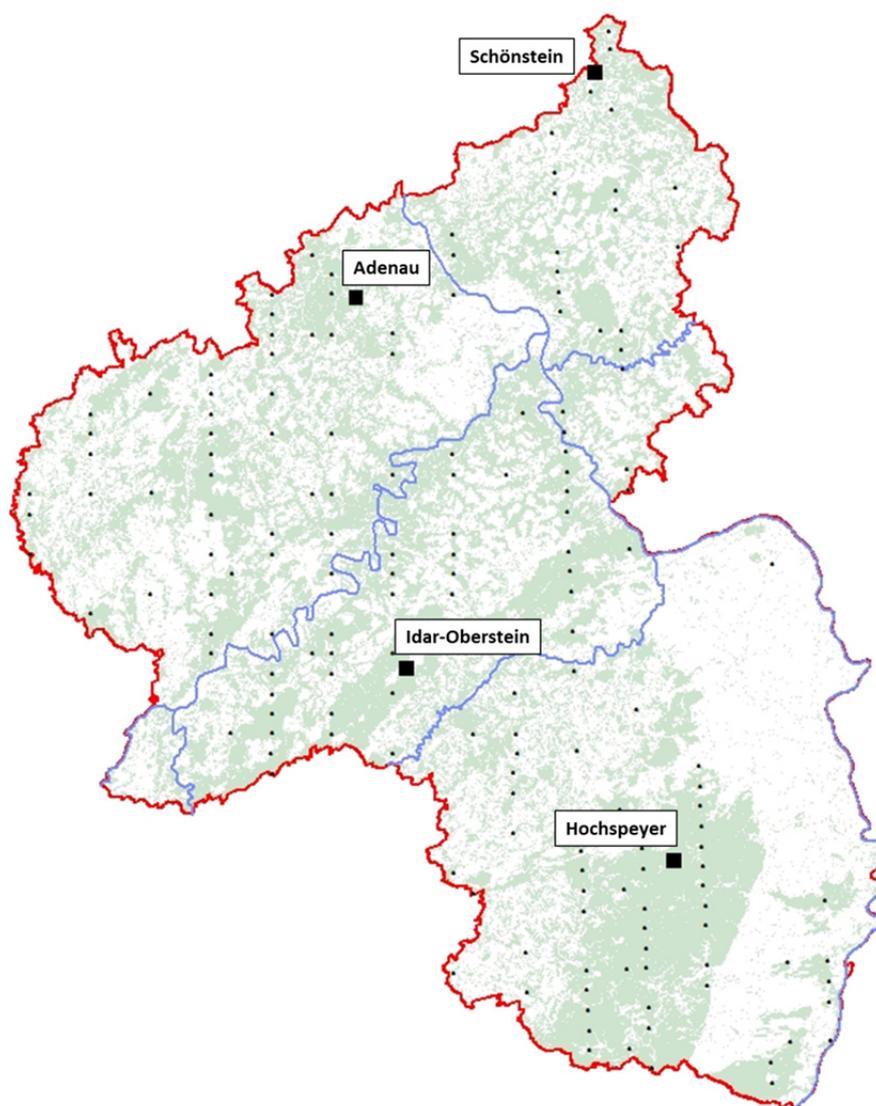


Tabelle 1

Ausgewählte Behandlungsvarianten auf den Flächen des vergleichenden Kompensationsversuchs. Die Ausbringung der Kalke und Düngemittel wurde im Dezember 1988 durchgeführt. In HS wurde die Dolomitgabe der hochdosierten Varianten 7 und 8 auf zwei Termine verteilt (Dez. 1988 und Sept. 1991). Die Variante 7 wurde ausschließlich in HS zusätzlich mit Hyperphos gedüngt. Eine detailliertere Beschreibung der Ausbringung, der Düngemittel und der weiteren Varianten des Kompensationsversuchs findet sich im Anhang A, TAB. 92.

Var.	Kalk- und Düngergabe	Mg [kg ha ⁻¹]	Ca [kg ha ⁻¹]	K [kg ha ⁻¹]	P [kg ha ⁻¹]	S [kg ha ⁻¹]	Zusätzliche Infos
0	-	-	-				Kontrolle, keine Behandlung
1	Dolomit: 3000 kg ha ⁻¹	349	603				Korngröße 0-2 mm
3	Dolomit: 3000 kg ha ⁻¹ Hyperphos: 330 kg ha ⁻¹	349 6	603 96	6	37		Korngröße 0-2 mm weicherdiges Rohphosphat
6	Dolomit: 5000 kg ha ⁻¹	582	1005				Korngröße 0-2 mm
7	Dolomit: 9000 kg ha ⁻¹ Patentkali: 340 kg ha ⁻¹ Kieserit: 660 kg ha ⁻¹ Hyperphos: 220 kg ha ⁻¹	1048 21 107 4	1809		85	58 145	Korngröße 0-2 mm Bindung als K ₂ SO ₄ und MgSO ₄ Bindung als MgSO ₄ Nur in HS, weicherdiges Rohphosphat
8	Dolomit-P-Mischung: 15000 kg ha ⁻¹ Hyperphos: 660 kg ha ⁻¹	1429 12	3613 191	12 13	72 73		Korngröße 0-0,09 mm mit Zusatz von weicherdigem Rohphosphat weicherdiges Rohphosphat

Die Versuchsfläche Adenau (AD) liegt im Wuchsbezirk „Östlicher Eifelrand“ (vgl. Gauer & Kroiher 2012). Sie liegt ca. 600 m über N.N. und ist 7° nach Nordwesten geneigt (vgl. Tab. 2) und ca. 700 m von der gleich hoch gelegenen Freilandmessstation entfernt (vgl. Tab. 5). Der Fichtenbestand war zu Versuchsbeginn 1988 ein 53-jähriges, schwaches Fichtenbaumholz, welches im Mai 2005 durchforstet wurde. Der Bestand ist zur Zeit der Datenerhebung für die vorliegende Arbeit weitgehend geschlossen und weist nur auf der Parzelle 0-2 und 8-1 kleinere Lücken auf. Die bei der Durchforstung verwendeten Rückegassen führen randlich an verschiedenen Stellen der Versuchsfläche durch die Versuchspartellen und laufen nicht wie in IO und HS ausschließlich in den Pufferbereichen zwischen den Partellen. Befahrene Bereiche wurden in AD von der Bodenprobenahme ausgeschlossen. Die geologische Ausgangssituation ist ein pleistozäner Decklehm über Hangschutt der Brohltalschiefer, aus dem sich eine tief gründige, frische Podsolbraunerde mit einem feinhumusarmen Moder als Auflagehumus und einem schwach tonigem bis schluffigem Lehm als Bodenart entwickelt hat (vgl. Tab. 2, Tab. 4). Details zu den beprobten Horizonten sind in Tab. 3 aufgeführt.

Tabelle 2

Übersicht der drei Versuchsanlagen des vergleichenden Kompensationsversuchs (erweitert und aktualisiert nach Schüler (1992), Karl et al. (2012)).

Versuchsanlage	Adenau (AD)	Idar-Oberstein (IO)	Hochspeyer (HS)
Wuchsbezirk	Östliche Hocheifel	Hoch- und Idarwald	Nördlicher Pfälzer Wald
Höhe ü. N.N.	580-630 m	540-550 m	385-400 m
Koordinaten (GK2)	RW 2577651, HW 5589050	RW 2587737, HW 5512928	RW 2639180, HW 5478970
Hangneigung (Grad)	7°	4°	3°
Mittlere Jahrestemperatur	7,6 °C	8,3 °C	8,7 °C
Vegetationszeittemperatur	12,6 °C	13,3 °C	14,5 °C
Jahresniederschlag	850 mm	1065 mm	770 mm
Bestandesniederschlag	520 mm	630 mm	510 mm
Tiefensickerung (60 cm)	275 mm	310 mm	180 mm
Geologische Ausgangssituation	Pleistozäner Decklehm über Hangschutt der Brohltalschiefer (Quarzit, devonische Tonschiefer, Siegenstufe)	Pleistozäner Decklehm über Soliflukationsdecke aus quarzitischer Verwitterung mit hohem Anteil an Quarzschutt (Taunusquarzit)	Sande des Mittleren Buntsandsteins (Rehbergschichten)
Bodentyp	tief gründige, frische Braunerde	tief gründige, frische Pseudogley-Braunerde	tief gründige mäßig frische podsolige Braunerde
Auflagehumus (Kontrolle)	Feinhumusarmer Moder	Feinhumusarmer Rohhumusartiger Moder	Feinhumusreicher Rohhumus
Bodenart	Schwach toniger bis schluffiger Schluff	Schwach toniger Lehm	Mittel bis stark lehmiger Sand
Baumart	<i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i> , Pflanzung von <i>Fagus sylvatica</i> in 2006	<i>Pinus sylvestris</i> mit <i>Fagus sylvatica</i> aus Naturverjüngung unterschiedlichen Alters
Alter (2011)	76	92	85/91 (Kiefer)
Ertragsklasse	I	I	II

Die Versuchsfläche Idar-Oberstein (IO) im Wuchsbezirk „Hoch- und Idarwald“ liegt verglichen mit AD etwas niedriger auf ca. 550 m über N.N. und weist mit 8,3 °C eine höhere mittlere Jahrestemperatur und mit über 1000 mm einen höheren Jahresniederschlag auf (vgl. Tab. 2). Die Versuchsfläche weist eine Hangneigung von 4° in südöstliche Richtung auf. Die Freifläche liegt 2 km entfernt von der Versuchsfläche und 120 m höher. Der zu Versuchsbeginn 1988 69-jährige Fichtenbestand ist an mehreren Stellen der Versuchsfläche durch Windwurf in den Jahren 2003/2004 aufgelichtet, was eine Parzelle der Kontrolle (0-3) und eine Parzelle der Variante 3 (3-1) betrifft (Abb. 4). Im Frühjahr 2006 wurde der Bestand durchforstet und Buchenwildlinge in Klumpen

unterschiedlicher Größe (4x4 m mit 25 Pflanzen, 6x6 m mit 49 Pflanzen, 9x9 m mit 100 Pflanzen) auf allen Parzellen gepflanzt. Aus dem pleistozänem Decklehm über Solifluktuionsdecke aus quarzitischer Verwitterung hat sich eine tief gründige, frische Pseudogley-Braunerde mit schwach tonigem Lehm als Bodenart (vgl. Tab. 4) entwickelt, die ab 60 cm Tiefe Einfluss von Staunässe zeigt. Sowohl in AD als auch in IO weisen Verebnungen und bei der Bodenprobenahme gefundene Kohlereste auf frühere Köhlerplätze hin.

Die Versuchsfläche Hochspeyer (HS) im Wuchsbezirk „Nördlicher Pfälzerwald“ weist von allen drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit die höchsten Temperaturen und den geringsten Jahresniederschlag auf (vgl. Tab. 2). Sie liegt ca. in 400 m Höhe über N.N. und ist 3° in südwestliche Richtung geneigt. Das geologische Ausgangssubstrat ist Buntsandstein des Mittleren Buntsandsteins, wie für große Bereiche des Pfälzer Waldes typisch. Die Bodenart der tief gründigen, mäßig frischen podsoligen Braunerde ist im Gegensatz zu AD und IO lehmiger Sand (vgl. Tab. 4). Der darauf stockende Kiefernbestand weist zwei Altersstufen auf. Die Kiefer im Westen der Fläche ist 6 Jahre jünger als die Kiefer im Ostteil (Abb. 5). Zudem unterscheiden sich die einzelnen Parzellen deutlich im Anteil der unter- und zwischenständigen Buche (Stammzahl), der im Jahr 2011 von 17 bis 52 % reicht. Eine Durchforstung fand während des gesamten Beobachtungszeitraums von 1989 bis 2012 auf dieser Versuchsfläche nicht statt. Erst nach der Datenerhebung für die vorliegende Arbeit wurde der Bestand im Winter 2013/14 durchforstet, was für die Auswertung somit nicht weiter berücksichtigt wurde.

Tabelle 3

Mineralbodenhorizonte sowie deren Mächtigkeit, Skelettgehalt, Durchwurzelung und Wurzelverteilung sowie Gefüge der drei Versuchsanlagen. Die Durchwurzelung wurde anhand der Bodenkundlichen Kartieranleitung bewertet (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005, S. 129). Die Abkürzungen der Durchwurzelung stehen für g = gleichmäßig, k = in Klüften. Die Abkürzungen der Gefügeform stehen für sub = Subpolyedergefüge, ein = Einzelkorngefüge, koh = Kohärentgefüge.

	Horizonte	von [cm]	bis [cm]	Skelett [%]	Durchwurzelung	Gefüge	Geogenese
Adenau	Ah	0	4	10	3 (g)	sub	Hauptlage
	Ah-Bv	4	11	15	3 (g)	sub	Hauptlage
	Bv	11	43	25	3 (g)	sub	Hauptlage
	II Bv-Cv	43	60	80	2 (k)	brö	Basislage
Idar-Oberstein	Ah	0	5	12	4 (g)	sub	Hauptlage
	Bv1	5	15	25	3 (g)	sub	Hauptlage
	Bv2	15	40	30	3 (k)	koh	Basislage
	II Bv	40	60	55	2 (k)	koh	Basislage
Hochspeyer	Ahe	0	9	5	3 (g)	sub	Hauptlage
	Bh	9	21	12	3 (g)	ein	Basislage
	Bvhs	21	52	20	3 (g)	ein	Basislage
	II Cv	52	70	65	2 (g)	koh	Basislage

Adenau



Idar-Oberstein



Hochspeyer



Abbildung 2: Beispielhafte Fotos des Bestandes der drei Versuchsf lächen. Auf dem Bild der Versuchsf läche Idar-Oberstein sind im Hintergrund und am rechten Bildrand die 2006 gepflanzten Buchenklumpen zu erkennen.



Abbildung 3: Lageplan der der Parzellen innerhalb des gezäunten Areals der Versuchsfläche Adenau (Quelle Luftbild: Google Earth, 2009).

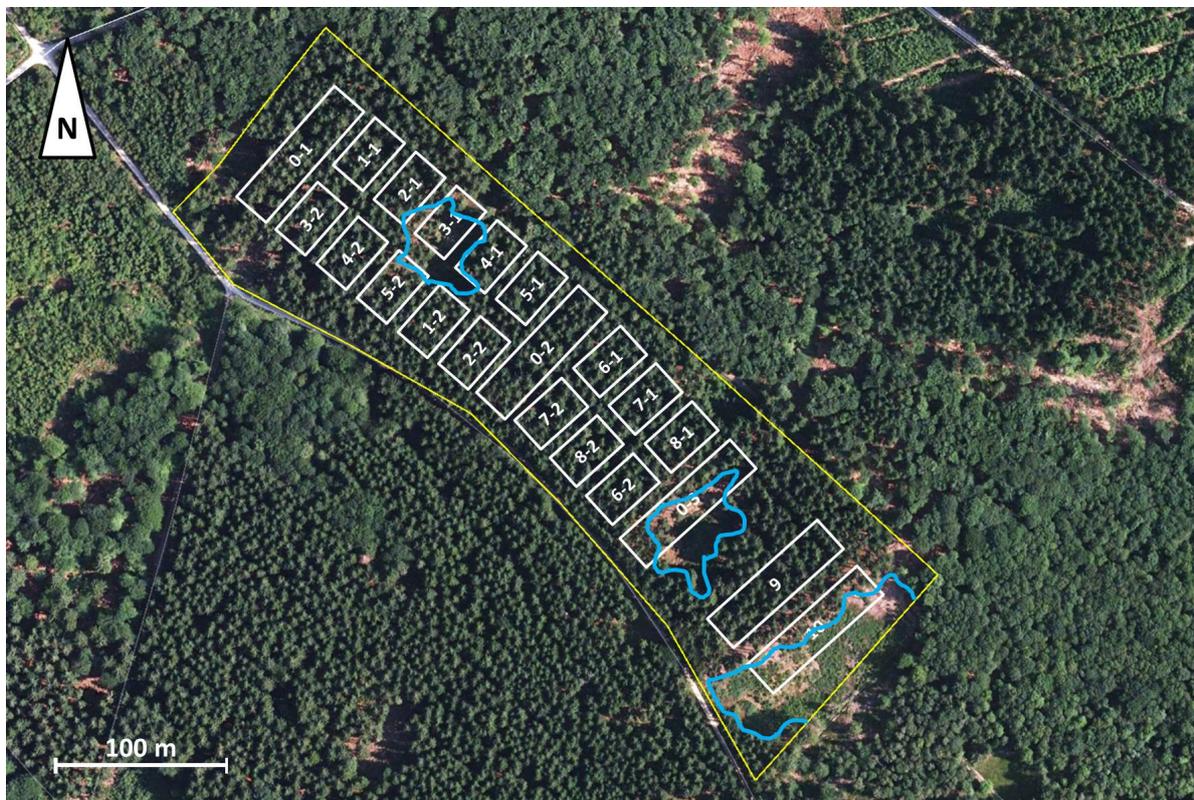


Abbildung 4: Lageplan der Parzellen innerhalb des gezäunten Areals der Versuchsfläche Idar-Oberstein (Quelle Luftbild: Google Earth, 2010). Die vom Windwurf 2003/2004 betroffenen Areale sind blau umrandet dargestellt. Von den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Varianten sind die Parzellen 3-1 und 0-3 betroffen.

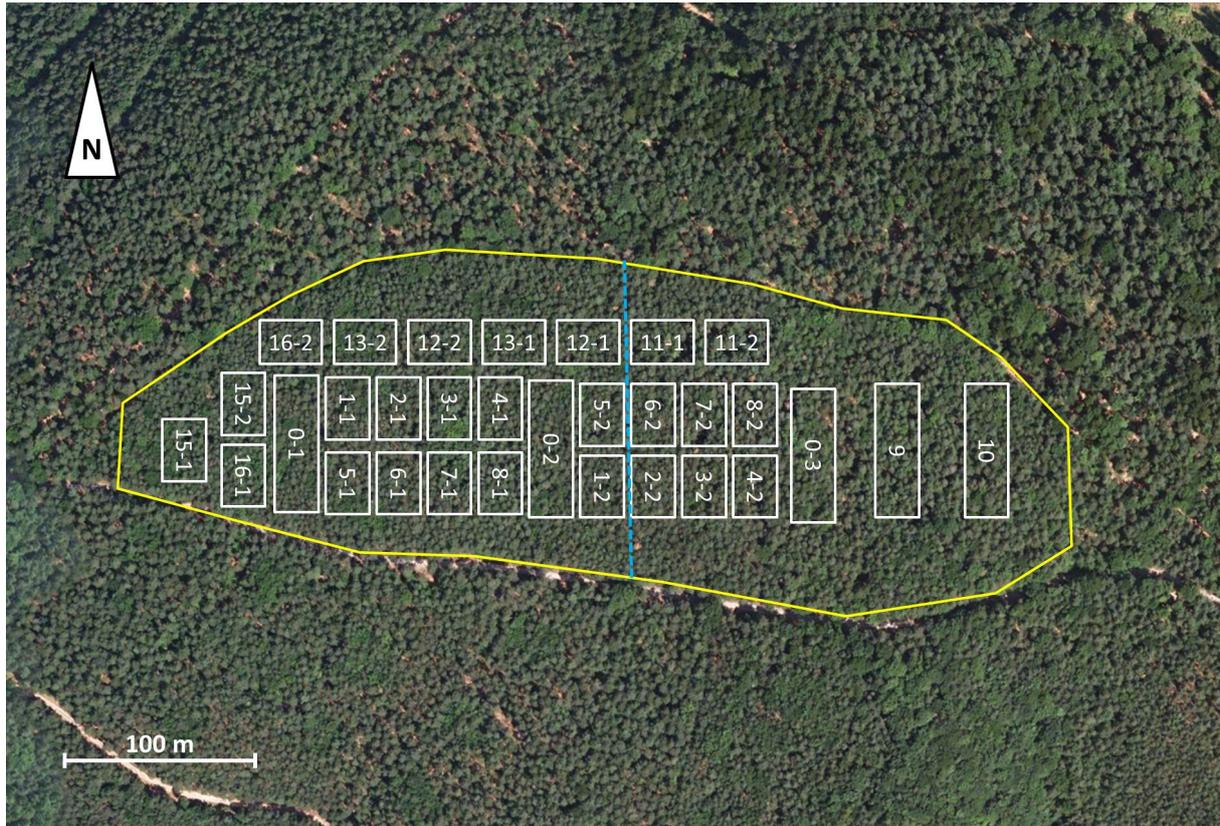


Abbildung 5: Lageplan der Parzellen innerhalb des gezäunten Areals der Versuchsfläche Hochspeyer (Quelle Luftbild: Google Earth, 2010). Die Grenze zwischen der 6 Jahre jüngeren Kiefer im Westen der Fläche und der älteren Kiefer im Ostteil ist durch die blaue gestrichelte Linie markiert

Tabelle 4

Korngrößenverteilung [%] und Bodenart in 10 und 60 cm Tiefe auf den jeweiligen Versuchsanlagen.

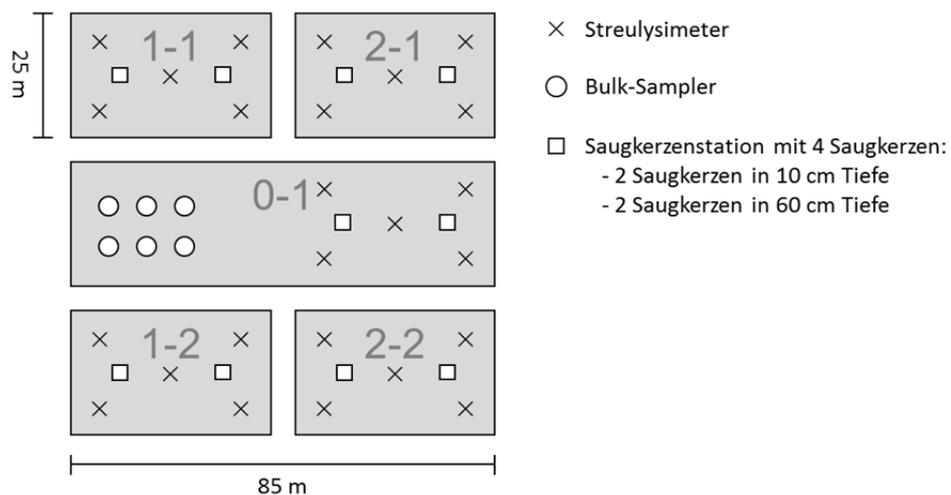
		Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
10 cm	Ton	33	35	12
	Schluff	48	48	29
	Sand	19	17	59
	Bodenart	schwach toniger Lehm (Lt2)	schwach toniger Lehm (Lt2)	stark lehmiger Sand (Sl4)
60 cm	Ton	27	32	8
	Schluff	50	50	20
	Sand	23	18	72
	Bodenart	schluffiger Lehm (Lu)	schwach toniger Lehm (Lt2)	mittel lehmiger Sand (Sl3)

2.2 Instrumentalisierung und regelmäßige Probenahme

Die drei Versuchsanlagen wurden alle in gleicher Weise analog zu den Verfahren des ICP-Forests Monitoring (vgl. ICP Forests 2010) instrumentalisiert und in gleichem Turnus beprobt. Zur Erfassung der Kronentraufe sind auf zwei Parzellen der Kontrolle und auf den (in der vorliegenden Arbeit nicht näher untersuchten) Varianten 9, 10, 11 und 13 jeweils sechs Bulk-Sampler mit einem Durchmesser der Auffangfläche von 20 cm aufgestellt (vgl. Abb. 6) (zur Lage der Parzelle innerhalb der Versuchsfläche siehe Abb. 3, Abb. 4 und Abb. 5). Das aufgefangene Wasser wird seit Dezember 1988 in einem 2-wöchentlichen Turnus gesammelt, von jeweils drei Auffanggefäßen zu einer Mischprobe vereinigt und quartalsweise (nach dem Kalenderjahr) an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (nach DIN 17025 akkreditiertes Labor) nach den ICP-Forests Richtlinien (Clarke et al. 2010; König et al. 2010) analysiert.

Abbildung 6

Beispielhafte, schematische Darstellung des Aufbaus und der Instrumentalisierung der Parzellen der drei Versuchsflächen. Die Parzellen einer Kalkungsvariante sind jeweils 1000 m², die Parzellen der Kontrolle jeweils 2125 m² groß. Auf allen Parzellen sind fünf Streulysimeter (Kreuz) verteilt. Zudem sind zwei Saugkerzenstationen (Quadrat) vorhanden, in welchen jeweils Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe als Mischprobe von zwei Saugkerzen pro Tiefenstufe gesammelt wird. Auf den Parzellen der Kontrolle sind zudem sechs Bulk-Sampler aufgestellt.



Zur Gewinnung des Sickerwassers wurden in jeder Parzelle (mit Ausnahme einer der drei Parzellen der Kontrolle) fünf Streulysimeter unmittelbar unter der organischen Auflage sowie jeweils vier keramische Saugkerzen (P80) in 10 und 60 cm Bodentiefe installiert (Schüler 1992). Die Probenahme und das Anlegen des Unterdrucks an die keramischen Saugkerzen erfolgten im 2-wöchentlichen Turnus. Pro Quartal des Kalenderjahres wird seit Dezember 1988 eine Mischprobe pro Tiefenstufe jeder Parzelle an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer nach den ICP-Forests Richtlinien (König et al. 2010; Nieminen 2011) analysiert. Für alle drei Versuchsflächen lag vor Beginn der vorliegenden Arbeit ein Wasserhaushaltsmodell vor, das durch die Installation von

Tensiometer (T8-Sonden (Firma UMS) und parallel dazu betriebene Eigenbau-Tensiometer der FAWF) und Bodenfeuchtesensoren (TDR 10HS Large volume soil moisture, Decagon Devices) im Frühjahr 2011 nach einer anderthalbjährigen Messzeit erneut kalibriert wurde (Schultze & Scherzer 2013).

Für die Berechnung der Gesamt-Deposition und für die Wasserhaushaltssimulation sind neben den Messungen im Bestand zudem Messungen im Freiland notwendig (Ulrich 1983). Dafür wurden die Klimastationen des Level II Programms (siehe FAWF 2014) herangezogen, die nach den Kriterien des ICP-Forests Monitoring eingerichtet wurden und beprobt werden (vgl. Clarke et al. 2010). Für die Versuchsflächen AD und IO befinden sich diese in geringer Entfernung (Tab. 5). Für HS liegt die nächste Level II Fläche (Merzalben) allerdings ca. 20 km entfernt. Erst im Mai 2012 wurde eine neue Klimastation in unmittelbarer Nähe zur Versuchsfläche installiert. Detaillierte Angaben zu den Klimastationen und zum Wasserhaushalt der drei Versuchsflächen finden sich in Karl et al. (2012).

Seit 1997 wird auf den Versuchsflächen der Zustand der Tonminerale auf der Kontrolle und auf mehreren Kalkungsvarianten mittels Röntgendiffraktometrie untersucht (vgl. Schüler & Butz-Braun 1997), wodurch der Entwicklungszustand der Tonminerale charakterisiert und der Anteil verschiedener Tonminerale quantifiziert wird (Übersicht der Methodik in Block & Gauer 2012, S. 207). Zur Beurteilung des Entwicklungszustands werden die Unterschiede der Reflexe in den Röntgendiffraktogrammen betrachtet, anhand derer Aussagen über die Austauscherbelegung und den Schichtabstand getroffen werden können (Butz-Braun 2014). Die letzten Untersuchungen der drei Versuchsflächen fanden in den Jahren 2010-2012 statt (Butz-Braun 2011a, 2011b, 2012).

Tabelle 5

Lage der für die Freilandmessungen des Kompensationsversuchs herangezogene Klimastationen (aus: Karl et al. (2012)). Diese entsprechen den ICP-Forests Richtlinien zur Messung der Deposition (vgl. Clarke et al. 2010).

Klimastation	Adenau (AD)	Idar-Oberstein (IO)	Hochspeyer (HS)
Höhe ü. N.N.	595 m	649 m	370 m
Koordinaten (GK2)	RW 2577746, HW 5589548	RW 2586062, HW 5512275	RW 2638482, HW 5479038
Hangneigung (Grad)	2°	5°	eben
Entfernung	710 m	2050 m	700 m
Lagebeschreibung	Ca. 0,7 ha große Grasfläche inmitten eines großen, Fichten-dominierten Waldgebietes der Osteifel. Die Klimastation liegt auf gleicher Höhe, ca. 710 m nordöstlich von der Versuchsfläche entfernt	Ca. 1,5 ha große Grasfläche inmitten eines großen, Fichten-dominierten Waldgebietes des Hunsrück, Hoch- und Idarwald. Die ZIMEN-Station liegt 120 m höher und befindet sich ca. 2050 m westlich der Versuchsfläche	Die neue (seit Mai 2012) Klimastation liegt auf einer 0,25 ha großen Freifläche inmitten eines großen, Kiefern- und Buchen-dominierten Waldgebietes. Die Klimastation liegt 30 m tiefer und befindet sich 700 m westlich der Versuchsfläche

2.3 Bodenprobenahme und Vorratsberechnung

Die Bodenansprache wurde 1988 an einem Leitprofil pro Versuchsfläche durchgeführt und 2014 aktualisiert. Die Korngrößenverteilung (Tab. 4) und die daraus abgeleitete Bodenart in Tab. 2 stammen aus im Jahr 1998 genommenen Proben. Bei der Bodenprobenahme im April/Mai 2011 wurden pro Parzelle zwei Mischproben bestehend aus drei Einzelproben genommen und nach Horizont getrennt (Abb. 7). Dadurch ergibt sich eine Stichprobenanzahl von 4 bzw. für die Kontrolle 6 Mischproben pro Horizont je Variante. Die Beprobung erfolgte mit dem Murach'schen Bohrer ($\varnothing = 8 \text{ cm}$) mit mindestens 3 m Abstand zur Parzellengrenze. Die Horizontmächtigkeiten jeder Einzelprobe wurden notiert. Aus diesen Einzelwerten wurden pro Parzelle die mittleren Horizontmächtigkeiten gebildet, welche für die Berechnung der Vorräte verwendet wurden. Die in Tab. 3 angegebenen Tiefen entsprechen den Mittelwerten aller Einzelproben. In AD konnte bei Variante 8 aufgrund starker Durchmischung der Ah-Horizont nicht getrennt von der organischen Auflage beprobt werden. Auch in HS wurde unterhalb der organischen Auflage gesondert ein, als Oh-Ah bezeichneter, Übergangshorizont beprobt.

Die Proben der Humusaufgabe wurde im Trockenschrank bei 40°C und die Mineralbodenproben bei Raumtemperatur getrocknet und im Anschluss gesiebt (2 mm). Die chemischen Analysen der Proben wurden nach den im Handbuch Forstliche Analytik (GAFA 2009) beschriebenen Verfahren (Tab. 6) an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer durchgeführt. Die Analysebefunde der Humus- und Mineralbodenproben wurden mit dem für jede Probe ermittelten Wassergehalt auf absolut trocken (105°C) umgerechnet.

Abbildung 7

Schematische Darstellung des Bodenprobenahmedesigns. Pro Parzelle wurden zwei Mischproben aus jeweils 3 Bohrpunkten erstellt. Bei den Bohrpunkten wurde ein Abstand von min. 3 m zur Parzellengrenze eingehalten.

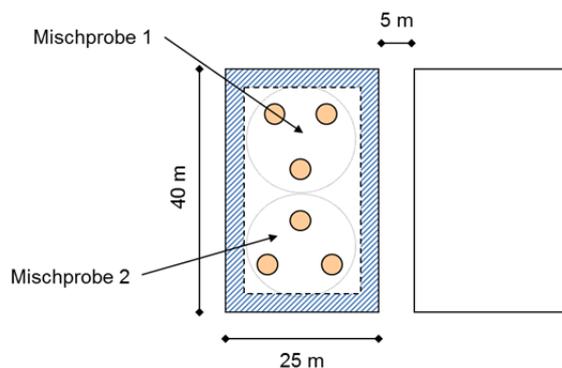


Tabelle 6

Bei der Analyse der Humus- und Mineralbodenproben eingesetzte Aufschlussverfahren nach dem Handbuch der Forstlichen Analytik (GAFA 2009).

Verfahren	Elemente	Handbuch Forstliche Analytik
Königswasser-Extrakt	Al, Ca, Cd, Cu, Fe, K, Mg, Mn, P, Pb, Zn	A 3.3.3
Austauschbare Kationen (Humus)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, H	A 3.2.1.9
Austauschbare Kationen (Feinboden)	Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, H	A 3.2.1.1
pH (H ₂ O)		A 3.1.1.2
pH (CaCl ₂)		A3.1.1.7
C org (Humus)		D 31.1.2.1
C org (Feinboden)		D 31.2.2.2
C gesamt (Humus)		D 31.2.1.2
C gesamt (Feinboden)		D 31.1.1.1
N gesamt (Humus)		D 58.1.2.1
N gesamt (Feinboden)		D 58.1.1.1

Die zur Berechnung des Feinbodenvorrats verwendete Trockenrohddichte (TRD) stammt aus früheren Erhebungen, die von 1989 bis 1998 in unregelmäßigen Abständen mit Stechzylindern (250 cm³) durchgeführt wurden. In diesem Zeitraum wurden unterschiedliche Tiefen von 10 bis 90 cm (Abb. 8) mit einer Stichprobenanzahl zwischen 5 und 30 Wiederholungen pro Tiefe beprobt. Zusätzlich wurden im Frühjahr 2012 Stechkappen (vgl. Wolff & Riek 2006) mit einem Volumen von 3,74 cm³ eingesetzt, um die TRD im Bereich bis 20 cm Tiefe und des Übergangsbereichs zwischen organischer Auflage und A-Horizont genauer zu ermitteln (Abb. 8). Pro Versuchsanalyse wurden dafür 150 Stechkappen verteilt auf die untersuchten Varianten eingesetzt. Um die TRD für die, bei jeder Mischprobe unterschiedlich mächtigen und tiefen, Mineralbodenhorizonte zu berechnen wurde eine Regressionsgleichung erstellt und damit die TRD für die Horizontober- und Horizontuntergrenze hergeleitet (Tab. 7). Als TRD für den Horizont einer Mischprobe wurde der arithmetische Mittelwert dieser beiden Werte eingesetzt. Für den Oh-Ah Übergangshorizont in HS wurde die anhand der Stechkappen bestimmte TRD von 0,62 verwendet (vgl. Abb. 8). Die Angaben des Skelettgehaltes stammen aus der Ansprache des 1988 angelegten Leitprofils und wurden für alle Varianten einer Versuchsanlage verwendet. Die Vorräte (m) der einzelnen Horizonte (i) [1] wurden pro Mischprobe (M) aufsummiert [2] und bis zu einer Tiefe von 60 cm (AD, IO) bzw. 70 cm (HS) berechnet. Somit ergibt sich die Berechnung:

$$m_i [\text{t ha}^{-1}] = 100 \times \text{Mächtigkeit} [\text{cm}]_i \times \text{TRD} [\text{g cm}^{-1}]_i \times \frac{100 - \text{Skelettgehalt} [\%]}{100} \quad [1]$$

$$M_{\text{Mischprobe}} = \sum_i m_i \quad [2]$$

Als Vorrat einer Variante wurde der Mittelwert der Vorräte der Mischproben verwendet. Die auf diesem Weg erhaltenen Feinbodenvorräte wurden mit den Elementkonzentrationen multipliziert, um die Elementvorräte zu berechnen.

Abbildung 8

Mittelwerte mit Standardabweichung der TRD der drei Versuchsanlagen bei unterschiedlicher Bodentiefe. Dunkelgraue Balken stammen aus früheren Untersuchungen mit Stechzylindern (250 cm³), hellgraue Balken sind Werte der 2012 durchgeführten Beprobung mit Stechkappen (3,74 cm³). Der schwarze Balken in HS zeigt die TRD des Oh-Ah Übergangshorizontes, der in der Regression jedoch nicht berücksichtigt wurde (vgl. Tab. 7).

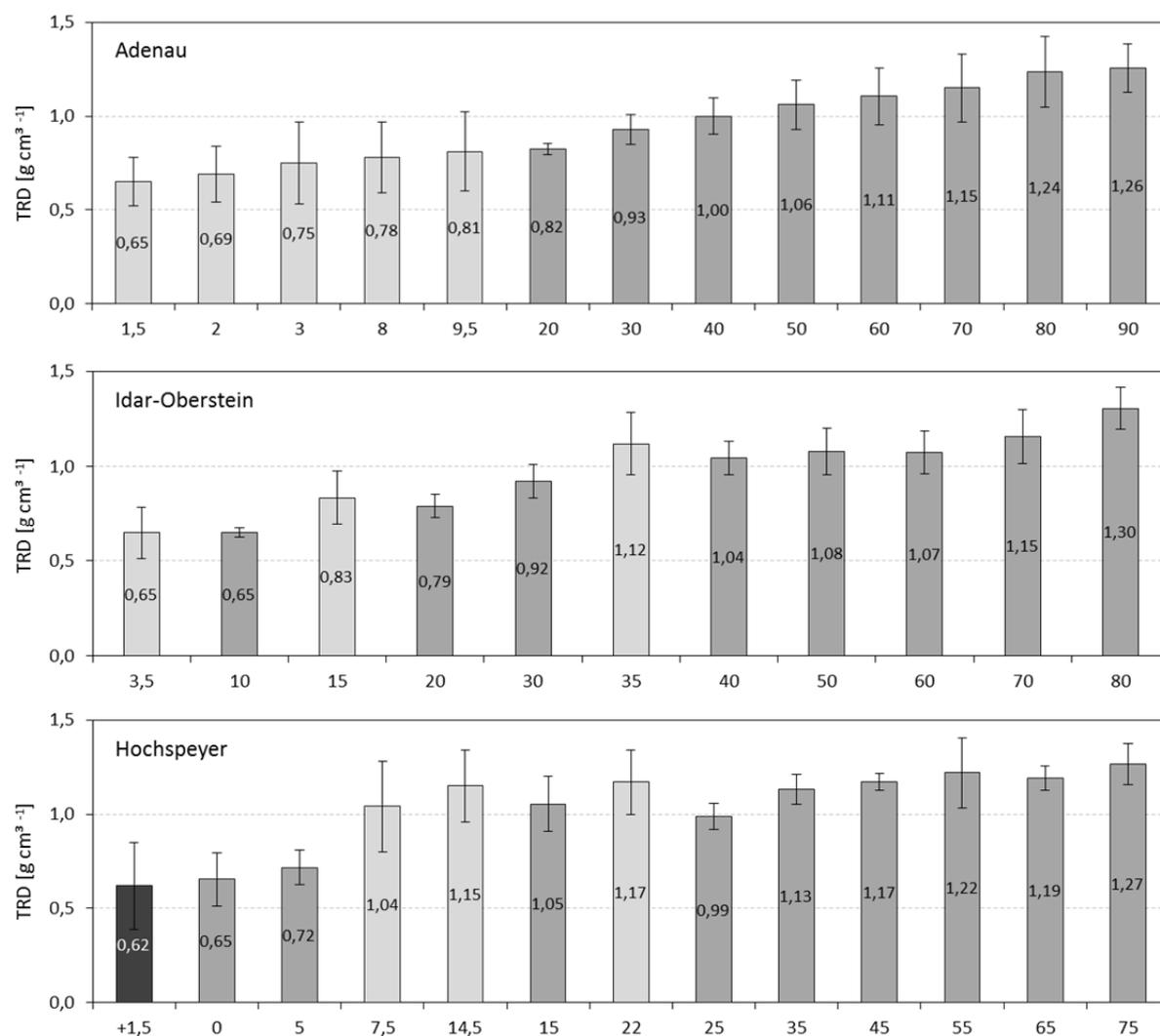


Tabelle 7

Regressionsgleichung und Bestimmtheitsmaß der linearen Regression zwischen Tiefe [cm] und TRD.

TRD = a ₀ + a ₁ *x [cm]	y-Achsenabschnitt (a ₀)	Steigung (a ₁)	Bestimmtheitsmaß (R ²)
Adenau	0,7103	0,0065	0,98
Idar-Oberstein	0,6658	0,0079	0,87
Hochspeyer	0,8853	0,0058	0,56

2.4 Streu- und Nadelproben

Die Nadelproben wurden im Februar 2011 in der Winterruhe per Baumsteiger an zwölf Bäumen pro Variante nach den Vorgaben des Abschnittes VI der Arbeitsanleitung bundesweiten Bodenzustandserhebung (BMELV 2006) genommen. In AD wurden 18 Bäume der Kontrolle beprobt. Für die Probenahme wurden Bäume aus dem Parzelleninnern mit mindestens 5 m Abstand zur Parzellengrenze ausgewählt und pro Baum drei Äste des siebten Astquirls (Fichte) bzw. aus der Sonnenkrone (Kiefer) gewonnen. Pro Ast wurde der Benadelungsgrad aller vorhandenen Jahrgänge geschätzt und Auffälligkeiten wie Chlorosen, Nekrosen und Pilzbefall notiert. Die Nadeln des ersten (c+0), bei Fichte zusätzlich auch des dritten (c+2) Nadeljahrgangs der drei Äste wurden pro Baum zu einer Mischprobe zusammengeführt, bis zur Gewichtskonstanz bei 60 °C getrocknet (nach Rautio et al. 2010).

Im August/September 2011 wurden pro Parzelle vier Streusammler in regelmäßigen Abstand auf der Diagonale der Parzelle installiert. Bei der Kontrolle wurden zwei der drei vorhandenen Parzellen mit Streusammlern ausgestattet. Die Holzkonstruktion der Sammler bestand aus unbehandeltem Fichtenholz, das Auffangnetz wie in Pitman et al. (2010) empfohlen aus Nylon. Die Auffangfläche eines Sammlers lag in 1 m Höhe und betrug 0,36 m² (60 x 60 cm), was pro Parzelle bzw. Variante eine Auffangfläche von 1,44 m² bzw. 2,88 m² ergibt. Die Probenahme erfolgte bis September 2012 im zwei- bis vierwöchigen Turnus, wobei stets zwei Sammler zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Das Material wurde bis zur Gewichtskonstanz bei 60 °C getrocknet, in die Kompartimente Nadeln, Blätter, Zweige und Rest (z.B. Blüten, Früchte, Knospenschuppen) sortiert und anschließend getrennt nach Kompartimenten gewogen.

Die Elementgehalte der im Februar 2011 gewonnen Nadelproben wurden im FFCC zertifizierten Labor der Abteilung Geobotanik der Universität Trier bestimmt. Das 1000-Nadelgewicht wurde von einer separaten, bei 105 °C getrockneten Mischprobe ermittelt. Eine Jahres-Mischprobe der Kompartimente jedes Streusammler-Pärchens wurde an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer analysiert. Die Analysebefunde wurden mit dem für jede Probe ermittelten Wassergehalt auf absolut trocken (105 °C) umgerechnet.

2.5 Ertragskundliche Aufnahmen

Im Winter 1988/89, 1996/97 und zuletzt 2011/12 (IO, HS) bzw. 2013/2014 (AD) wurde auf allen drei Versuchsanlagen eine Vollaufnahme des Brusthöhendurchmessers (BHD) mittels Kluppung durchgeführt. Pro Baum wurde zwei um 90° versetzte Messungen durchgeführt und aus beiden Messungen der Mittelwert gebildet. Höhenmessungen fanden 1988/89 und 1996/97 bei einem Drittel der Bäume mit einem Hypsometer (Vertex Modell III) statt. 2011/12 wurde die Anzahl erhöht und

zusätzlich der Kronenansatz mit vermessen. Zudem wurden 2011/12 in HS erstmalig Höhenmessungen an der unter- und zwischenständigen Buche durchgeführt. Bei der Erstaufnahme fand eine Nummerierung aller Bäume mit einem Durchmesser > 7 cm statt, sodass Höhen- und Dickenzuwächse pro Baum berechnet werden können. Bei allen seit Versuchsbeginn entnommenen Bäumen wurde der BHD zum Entnahmezeitpunkt aufgenommen und zum Teil die Höhe gemessen. In 2011/12 wurden zusätzlich alle Bäume nummeriert und aufgenommen, die seit der Erstaufnahme die Durchmessergerade von 7 cm überschritten haben.

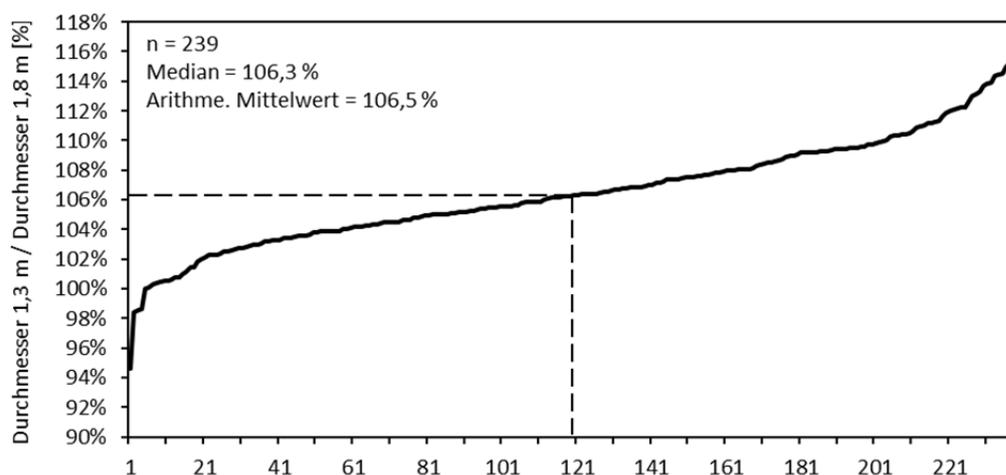
In AD wurde 1988/89 der Durchmesser nicht bei 1,30 m, sondern bei 1,80 m aufgenommen, da ein Großteil des Fichtenbestandes Schältschäden, Stammfäule und darauf zurückzuführende Verformungen in Höhe des BHD aufwies. Auch 1996/97 und 2013/2014 erfolgte die Messung in 1,80 m Höhe. Der Durchmesser der seit Versuchsbeginn entnommenen Bäume wurde jedoch stets in 1,30 m Höhe aufgenommen. Um eine Umrechnung des Durchmessers dieser Bäume auf 1,80 m durchführen zu können, wurde 2013/2014 zusätzlich die Hälfte der vorhandenen Individuen zusätzlich auf 1,30 m gemessen. Der so erhaltene Divisor von 1,06, der dem Anteil des BHD am Durchmesser in 1,80 m Höhe entspricht (Abb. 9), wurde verwendet, um die Messungen von 1,30 m auf 1,80 m Höhe zu konvertieren:

$$D_{1,8\text{ m}} = \frac{\text{BHD } (D_{1,3\text{ m}})}{1,06} \quad [3]$$

In IO wurden im August 2012 die 2006 als Voranbau gepflanzten Jungbuchen vermessen. Dabei wurde bei allen Individuen der Wurzelhalsdurchmesser sowie die Höhe erfasst und pro Klumpenpflanzung die Anzahl der noch vorhandenen Individuen aufgenommen.

Abbildung 9

Die aufsteigend sortierten Verhältnisse der 2013/14 in 1,3 m und in 1,8 m Höhe gemessenen Durchmesser von 239 Bäumen der Versuchsfläche Adenau. Der Median wurde verwendet um die teils in 1,3 m gemessenen Durchmesser seit Versuchsbeginn entnommener Bäume in den Durchmesser von 1,8 m umzurechnen.



2.6 Beprobung der Biomassekompartimente

Im Februar 2012 wurden auf den Versuchsflächen pro Baumart neun Bäume der Kontrolle und sechs Bäume der Varianten 1, 3 und 8 gefällt und zur Beprobung verschiedener oberirdischer Biomassekompartimente nach der Methodik aus Pretzsch et al. (2013) vermessen und aufgearbeitet. Bei Fichte und Buche wurden die Kompartimente Rinde, Holz, Äste, Zweige und Nadeln/Blätter unterschieden, bei der Kiefer zusätzlich die Kompartimente Holz in Kern- und Splintholz und Rinde in Borke und Spiegelrinde aufgeteilt. Für die Auswahl der Probestämme wurden pro Versuchsfläche auf Basis der gemessenen Durchmesser-Verteilung aller Bäume der Versuchsfläche sechs gleich große Klassen gebildet. Pro Variante wurde ein Baum pro Klasse zufällig ausgewählt; bei der Kontrolle waren die Klassen 3, 4 und 5 doppelt besetzt (wobei 1 die Klasse mit dem geringsten, 6 die Klasse mit dem höchsten BHD darstellt). Falls der zufällig ausgewählte Probestamm Rotfäule, Schälsschäden oder Schneebruch aufwies, wurde dieser nicht gefällt und durch den Baum mit dem geringsten BHD-Unterschied der gleichen Variante ersetzt.

Bei den gefällten Fichten, Kiefern und Buchen wurden in sechs verschiedenen Höhen Stammscheiben ohne Astwachsungen (BHD, Stammmitte, Kronenansatz -1 m, Kronenansatz +1 m, Kronenderbholzmitte, Kronenderbholzgrenze -1 m) über den Stamm verteilt entnommen. Auf jeder Stammscheibe wurde die zuvor am stehenden Baum markierte Nordrichtung eingezeichnet. Über den gesamten Kronenbereich wurden sieben nicht durch Bodenkontakt verschmutzte Probeäste ausgewählt. Pro Ast wurden 150 g benadelte (Kiefer, Fichte) bzw. knospentragende (Buche) Zweige gesammelt. Von der Astachse wurden anschließend drei Probestücke, am Astansatz bzw. bei starken Ästen an der Astnichtscherbholzgrenze ($\varnothing = 7$ cm), an der Zweiggrenze und aus der Astmitte gewonnen. Da die Individuen im Winter gefällt wurden, konnten bei den Buchen keine Blattprobenahme erfolgen. Deshalb wurde im Sommer des gleichen Jahres an Buchen mit einem vergleichbaren BHD (± 2 cm) Buchenblätter beprobt.

Die frischen Proben wurden bei -4 °C bis zur weiteren Aufbereitung gelagert. Die Zweige wurden bei 60 °C getrocknet und bei Fichte und Kiefer im Anschluss von den Nadeln getrennt. Der Rinden-Randbereich jeder Stammscheibe wurde abgefeilt, um etwaige Verunreinigungen durch Schmieröl der Motorsäge zu entfernen. Anschließend wurde die Rinde entfernt und aus dem Holz ein Riegel in Nord-Süd-Richtung geschnitten. Auch bei dem Riegel wurden die Schnittseiten der Motorsäge entfernt. Die restlichen Proben wurden ebenfalls bei 60 °C getrocknet und zerkleinert. Für jeden Baum wurde eine Mischprobe pro Kompartiment erstellt und nach den im Handbuch Forstliche Analytik (GAFA 2009) beschriebenen Verfahren an der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer analysiert. Die Analysebefunde wurden mit dem für jede Probe ermittelten Wassergehalt auf absolut trocken (105 °C) umgerechnet.

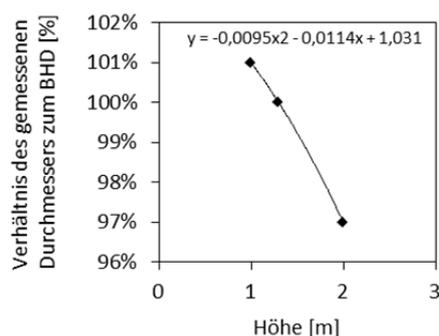
2.7 Modellierung der Bestände und des Biomassezuwachses

Die oberirdische Biomasse der aufwachsenden Bestände wurde mittels SILVA (Pretzsch et al. 2002) anhand der ertragskundlichen Aufnahmen zum Zeitpunkt des Versuchsbeginns (1988) und für das Jahr 2011 (IO, HS) bzw. 2013 (AD) für jede Parzelle einer Versuchsfläche modelliert. Dabei dienten die im Rahmen des DBU-Projektes „Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte“ für Rheinland-Pfalz angepassten Biomassemodelle für Fichte, Kiefer und Buche als Basis für die kompartimentsweise Berechnung der Biomasse (Pretzsch et al. 2013, 2014). Als Einsteuergrößen wurden der BHD, die Baumhöhe und der Kronenansatz verwendet, die am stehenden Bestand bzw. an den gefällten Probestämmen (vgl. Kap. 2.6) gemessen wurden.

Der in AD erhobene Durchmesser in 1,80 m wurde für die Modellierung mittels Ausbauchungsreihen (vgl. Grunder & Schwappbach 1952) auf 1,30 m als Eingangsparameter umgerechnet, um den Biomassevorrat nicht zu unterschätzen. Dabei wurde aus den für Fichte angegebenen Verhältnissen des Durchmessers in 1 m, 1,3 m und 2 m das Verhältnis des Durchmessers in 1,8 m mittels Regression abgeleitet ($D_{1,8}/D_{1,3} = 0,98$) (Abb. 10). Der anhand der Daten der ertragskundlichen Aufnahme 2013/14 berechnete Faktor zur Konvertierung von 1,8 m auf 1,3 m ($D_{1,8}/D_{1,3} = 0,94$) wurde nicht verwendet, da dieser durch die vorhandenen Schälsschäden und Überwallungen in Höhe des BHD zu einer Überschätzung des Biomassevorrats bzw. des Biomassezuwachses führen würde.

Abbildung 10

Werte der Ausbauchungsreihe für Fichte, die für die Umrechnung des 1,8 m gemessenen Durchmesser auf 1,3 m in Adenau verwendet wurde (nach Grunder & Schwappbach 1952).



Messhöhe [m]	Anteil des gemessenen Durchmessers am BHD [%]
1	101%
1,3	100%
2	97%
1,8	$y = -0,0095x^2 - 0,0114x + 1,031 = 98\%$

Die unterirdische Biomasse wurde mittels den in der Literatursauswertung von Jacobsen et al. (2003) angegebenen Verhältnisse für Fein- und Grobwurzeln zur oberirdischen Biomasse hergeleitet (Tab. 8). Im Vergleich zu anderen, nicht in Jacobsen et al. (2003) enthaltenen Untersuchungen zur unterirdischen Biomasse ähnlich alter Bestände (Mund et al. 2002; Gruber & Lee 2004a, 2004b; Zianis et al. 2005; Helmisaari et al. 2007) zeigen sich teils gute Übereinstimmungen bei der Gesamtwurzelbiomasse, jedoch differenziert nach Fein- und Grobwurzeln auch größere Unterschiede, was vor allem auf die Benutzung unterschiedlichen Durchmesser zur Klassifizierungen der Wurzeln

zurück zuführen ist (Abb. 11). Die nach Jacobsen et al. (2003) berechnete Wurzelbiomasse wurden für Element-Vorratsberechnung der unterirdischen Biomasse verwendet, da die Angaben auf der Auswertung mehreren Arbeiten beruhen und somit ein allgemeineres Bild der Wurzelbiomasse darstellen.

Um den Zuwachs der Biomasse (z_{Bm}) einer Parzelle zu bestimmen [4], wurde zuerst der Biomassevorrat des Jahres 2011 (IO, HS) bzw. 2013 (AD) ($Y_{Bm 2}$) berechnet. Zu diesem wurde die Biomasse der im Beobachtungszeitraum entnommenen Individuen ($Y_{Bm E}$), modelliert auf Basis der Messung zum Entnahmezeitpunkt, addiert und von der Summe der Vorrat zu Versuchsbeginn 1988 ($Y_{Bm 1}$) abgezogen.

$$z_{Bm} = Y_{Bm 2} + Y_{Bm E} - Y_{Bm 1} \quad [4]$$

War der Entnahmezeitpunkt nicht bekannt, wurde als Entnahmezeitpunkt die Mitte zwischen der letzten ertragskundlichen Aufnahme, in der noch eine Messung stattfand, und der Aufnahme, in der das Individuum nicht mehr vorhanden war, angenommen. Ausgehend von den letzten Messwerten wurde das Wachstum bis zum Entnahmezeitpunkt simuliert.

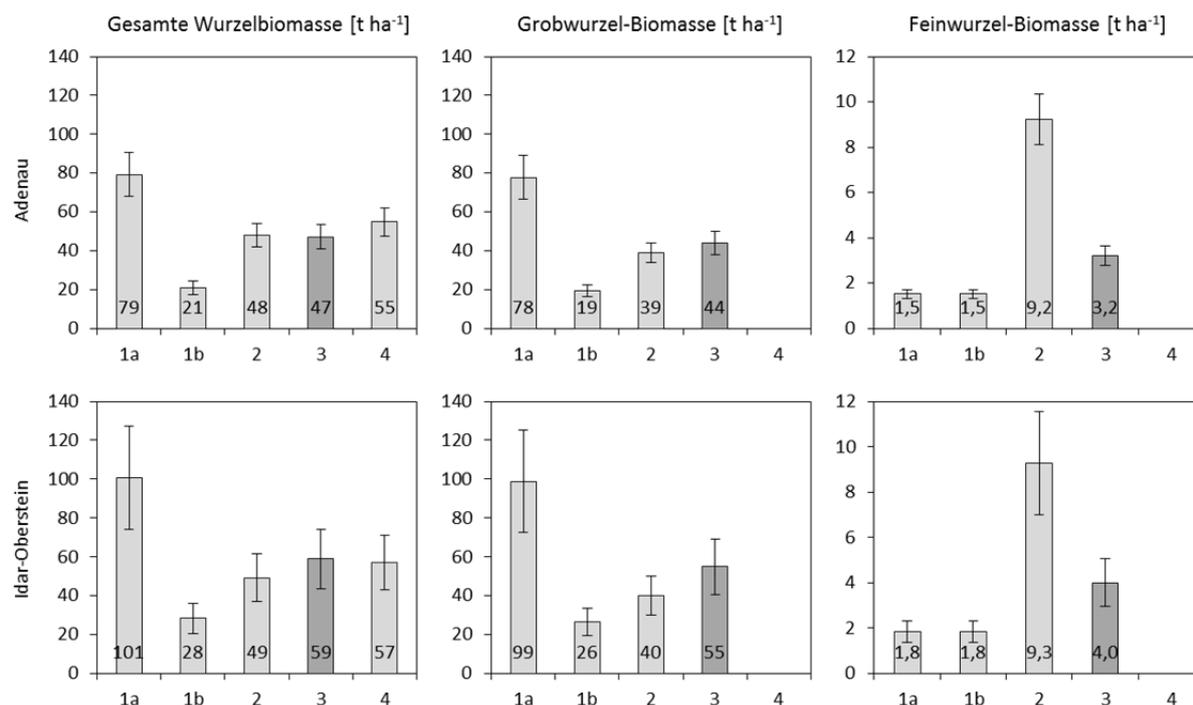
Tabelle 8

Anteil der Grob- und Feinwurzelbiomasse an der oberirdischen Biomasse nach der Literaturlauswertung von Jacobsen et al. (2003).

Anteil der Wurzelbiomasse an der oberirdischen Biomasse [%]	Fichte	Kiefer	Buche
Grobwurzeln ($\varnothing > 2$ mm)	17,8 ± 13,4	20,6 ± 10,3	13,5 ± 7,9
Feinwurzeln ($\varnothing < 2$ mm)	1,3 ± 0,6	3,2 ± 2,5	1,0 ± 0,2

Abbildung 11

Vergleich der aus verschiedenen allometrischen Funktionen berechneten Mittelwerte und Standardabweichungen der Wurzelbiomasse auf Basis aller Parzellen der beiden Versuchsflächen AD und IO. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Biomassen nach Jacobsen et al. (2003) sind mit dunkelgrauen Balken gekennzeichnet. Die Zahlen 1-4 auf der X-Achse stehen für die verwendeten Arbeiten: 1 = Mund et al. (2002), wobei bei 1a die Biomasse der als „root stock“ bezeichneten Wurzeln mit einem Durchmesser > 100 mm zu den Grobwurzeln addiert wurden. Bei 1b wurden diese wie bei der Zusammenstellung allometrischer Funktionen bei Zianis et al. (2005) bei der Berechnung nicht berücksichtigt. Durchmesser der Feinwurzeln: 0-2 mm. 2 = Marklund (1988), Durchmesser der Feinwurzeln: 0-50 mm, Angaben aus Zianis et al. (2005). 3 = Jacobsen et al. (2003), Durchmesser der Feinwurzeln: 0-2 mm. 4 = Gruber & Lee (2004a, 2004b), keine Unterteilung in Fein- und Grobwurzeln.



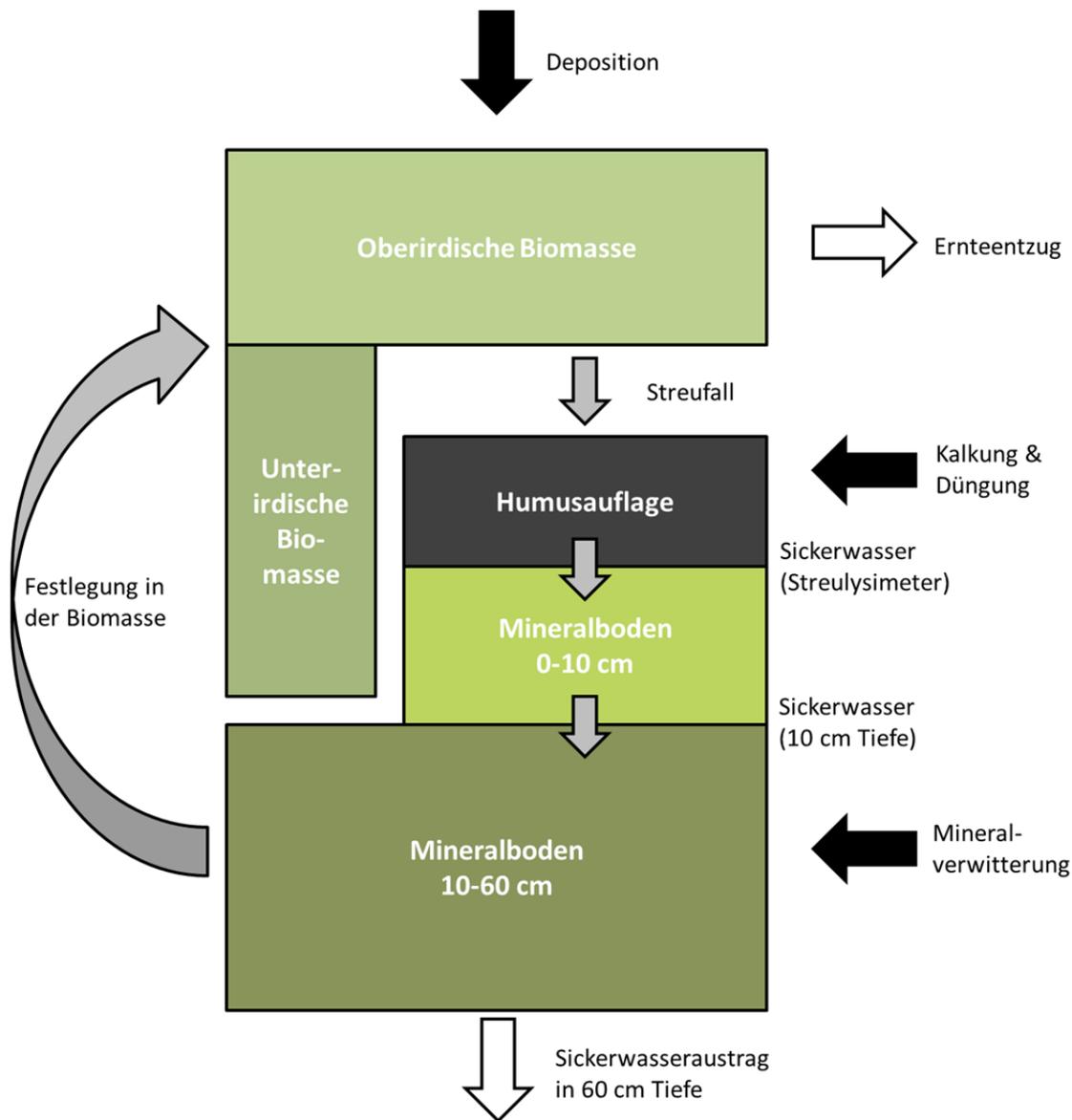
2.8 Berechnung der Element-Flüsse und Bilanzgrößen

Die Stoffflüsse dienen in der vorliegenden Arbeit vor allem zur Erstellung von Input-Output-Bilanzen für das gesamte Ökosystem oder gesondert für den Bodenspeicher (Bodenbilanz) (Abb. 12). Die Einträge in den ökosystemaren Kreislauf setzten sich aus Deposition, Mineralverwitterung und der Kalkung bzw. Düngung zusammen. Die Austräge sind zum einen die Verlagerung mit von Elementen mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe unterhalb der Wurzelzone und zum anderen der Entzug von Elementen in Folge der Holzernte.

Staub- und gasförmige Austräge sowie Verluste durch Erosion wurden mit dem vorhandenen Versuchsaufbau nicht erfasst und in der Bilanzierung nicht berücksichtigt. Auf den Versuchsflächen ist durch Bewaldung, die geringe Hangneigung der Versuchsflächen (vgl. Tab. 2) und die geschlossene Humusaufgabe von einer geringen Bodenerodierbarkeit und damit von einem geringen

Abbildung 12

Schematische Darstellung der in der vorliegenden Arbeit betrachteten Elementflüsse und Elementspeicher. Die schwarzen Pfeile stellen Einträge in den ökosystemaren Elementkreislauf durch Deposition, Kalkung bzw. Düngung und Mineralverwitterung dar. Weiße Pfeile stehen für Austräge mit dem Sickerwasser und durch den Entzug von Biomasse mit der Holzernte. Graue Pfeile repräsentieren die ökosystem-internen Elementflüsse, wie die Festlegung von aus der Humusauflage oder dem Mineralboden aufgenommenen Elementen in der Biomasse, die Rückführung der Elemente mit dem Streufall sowie den Transport mit dem Sickerwasser von der Humusauflage in den oberen und in den tieferen Mineralboden.



Einfluss der Wind- und Wassererosion auf die Elementbilanzen auszugehen (Scheffer et al. 2002, S. 416 ff. ; Cerdan et al. 2010). Gasförmige Austräge spielen im N-Kreislauf in Form von N_2O eine Rolle. Jedoch liegen diese in Nadel- und Mischwäldern mit gut durchlüfteten Böden deutlich unter $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Schulte-Bisping 2003; Corre & Brumme 2007) und somit innerhalb der Unsicherheit bei der Bestimmung der, vermutlich zumeist unterschätzten, N-Deposition (Meesenburg et al. 2005).

Neben den Stoffein- und Stoffausträgen können anhand der vorliegenden Daten zudem ökosysteminterne Stoffflüsse wie die Festlegung von Elementen in der Biomasse, der Elementtransport mit dem Streufall und die Verlagerung von Elementen mit dem Sickerwasser unterhalb der Humusaufgabe und in 10 cm Tiefe berechnet werden.

2.8.1 Eintrag: Deposition

Zur Ermittlung der Gesamtdeposition in Waldgebieten werden als Eingangsgrößen die Messwerte der Bestandesdeposition und der Freilanddeposition benötigt (Ulrich 1983). Die Bestandesdeposition besteht aus Kronentraufe und Stammabfluss, wobei letzterer in Fichtenbeständen zu vernachlässigen ist (Eidmann 1959), da von einem Anteil weniger als 1 % des Freilands- (Benecke 1984) bzw. Bestandesniederschlag (Ulrich & Matzner 1983) auszugehen ist. Der Stammabfluss bei Kiefer trägt ebenfalls weniger als 1 % zum Bestandesniederschlag bei, bei Buche macht er einen höheren Anteil aus (Ulrich & Matzner 1983). Da der Stammabfluss der unterständigen Buchen in HS nicht gemessen wurde, wurde dieser anhand von Daten der ebenfalls im Pfälzerwald in ähnlicher Höhenlage liegenden Level II Fläche Merzalben (Fläche 405) hergeleitet. Von 1987 bis 1991 wurde dort an sechs unterständigen Buchen der Stammabfluss gemessen und chemischen Analysen durchgeführt. Der Stammabfluss beträgt bei einer Grundfläche (G) der unterständigen Buche von $9,85 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ 4,2 % des Kronendurchlasses. Auf Basis der Grundfläche (vgl. Tab. 44) wurde pro Jahr für jede Parzelle der Fläche HS der Stammabfluss in Abhängigkeit zum Kronendurchlass geschätzt:

$$\text{Stammabfluss}_{\text{Parz.X,Jahr X}}(\text{mm}) = \frac{4,2 \%}{9,85 (\text{m}^2 \text{ha}^{-1})} \times G_{\text{Parz.X}}(\text{m}^2 \text{ha}^{-1}) \times \text{Kronendurchlass}_{\text{Jahr X}}(\text{mm}) \quad [5]$$

Da die Grundfläche der unterständigen Buchen auf der im Untersuchungszeitraum nicht durchforsteten Versuchsanlage HS angestiegen ist, wurde die Grundfläche pro Jahr bei jeder Parzelle beginnend mit der Erstaufnahme von 1988 bis hin zu dem Wert der Aufnahme von 2011 linear erhöht. Die Grundfläche der Buchen mit einem BHD kleiner 7 cm zum Zeitpunkt der jeweiligen Aufnahme fließt weder 1989 noch 2011 in diese Berechnung mit ein, da diese bei den ertragskundlichen Aufnahmen nicht erfasst wurden. Dies könnte zu einer geringfügigen Unterschätzung des Stammabflusses führen.

Über die Kronenraumbilanz wird aus der Freilanddeposition und Bestandesdeposition die Interzeptionsdeposition berechnet. Die Erstellung der Kronenraumbilanz ist nötig, da für Input-Output-Bilanzen die externe Elementzufuhr (Gesamtdeposition) benötigt wird und daher die im Bestand gemessenen Stoffflüsse um ökosysteminterne Prozesse, wie Stoffaufnahme und Auswaschung im Kronenraum bereinigt werden müssen (Gehrmann et al. 2001). Um diese ökosystem-interne Elementverlagerungen aus der Bilanz zu entfernen, wird das Kronenraummodell nach Ulrich (1983,

1991, 1994) und Draaijers et al. (1995) verwendet. Dies basiert auf den Annahmen, dass keine Aufnahme oder Abgabe von Na im Kronenraum stattfindet (Ulrich 1994) und dass andere Elemente als Partikel auf den Oberflächen im Bestand vergleichbar deponiert werden (Gravenhorst & Höfken 1982). Für die Elemente P, Na, K, Mg, Ca, Mn, Al, Fe und Zn, die ausschließlich partikulär und nicht gasförmig deponiert werden, wird die Gesamtdeposition anhand der Na-Deposition hergeleitet (Ulrich 1991). Für H und N wird zusätzlich zur partikulären Deposition ein möglicher Eintrag als Gas (NH_3 bzw. HNO_3) und für N eine Aufnahme im Kronenraum berücksichtigt (Ulrich 1991). Die in der vorliegenden Arbeit verwendete Gesamtdeposition von N entspricht dem höchsten Wert, der mit den in Ulrich (1994) und Draaijers & Erisman (1995) angegebenen Methoden berechnet wird, zu dem noch die Fracht der organischen N-Verbindungen addiert wird (vgl. Gehrman et al. 2001). Da der Kronenraum für Sulfat im Zeitraum eines Jahres (S-Aufnahme entspricht S-Verlust) sowie für Na und Cl keine Quelle und Senke darstellt, wird die Bestandesdeposition als Gesamtdeposition angenommen (Gehrman et al. 2001).

Bei den Versuchsflächen stehen pro Quartal mindestens 4 und je nach Versuchsfläche maximal bis zu 8 (HS), 10 (IO) bzw. 12 (AD) räumliche Wiederholungen der Bestandesdeposition zur Verfügung. Zur Berechnung der Gesamtdeposition wurde der Mittelwert der Einzelmessungen herangezogen.

2.8.2 Eintrag: Mineralverwitterung

Zusätzlich zum Eintrag durch die Deposition gelangen durch die Verwitterung von primären und sekundären Silikaten Nährstoffe in den ökosystemaren Kreislauf (Scheffer et al. 2002, S. 286 ff.). Diese „nachschaufende Kraft“ (Wittich 1942) spielt insbesondere in jungen Böden, wie sie in Mitteleuropa vorherrschen, eine bedeutende Rolle für die Nährstoffversorgung von Pflanzengemeinschaften und Bodenorganismen.

Die Freisetzungsraten von Ca, K, Mg und Na wurden für die Versuchsflächen mit dem Modell PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993b) berechnet. Die eingesetzte Version 4.4 wurde im Rahmen der Bund-Länder Arbeitsgruppe BZE fehlerbereinigt und hinsichtlich in Deutschland häufig vorkommender Minerale erweitert (Orthoklas, Plagioklase, Calcit, Dolomit, Pyrobol, Kaolinit, Fe-Mg-Chlorit, Fe-Al-Chlorit, Illit, Vermiculit, de Al-chloritisierter Al-Vermiculit, Smectit, Wechsellagerungsmineral Illit/Vermiculit) (Becker 2002).

Für die Modellierung mit PROFILE ist die Mineralzusammensetzung des Feinbodens (Tab. 9) einer der steuernden Eingangsparameter (Holmqvist et al. 2001). Die quantitativen Mineralanalysen und chemischen Gesamtanalysen wurden bei der Erstbeprobung der Flächen für die tonmineralogischen

Untersuchungen¹ (vgl. Kap. 2.2) erhoben. Eine Übersicht zu den auf Waldbodensubstraten in Rheinland-Pfalz vorkommenden Mineralen und deren Beitrag zur Nährstoffnachlieferung findet sich in Block & Gauer (2012, S. 139).

Die Versuchsanlagen weisen deutliche Unterschiede auf, wobei in HS der hohe Quarzanteil sowie ein geringer Anteil an Tonminerale prägend für die Versuchsfläche ist. Angelehnt an die Substratklassifikation nach Butz-Braun et al. (2009) wird HS den quarzreichen und amorphe Al-Hydroxid-haltigen Substraten zugeordnet. Quarz trägt aufgrund seiner geringen Verwitterungsrate nicht zur Nährstoffnachlieferung bei, sodass HS aufgrund des niedrigen Anteils anderer Minerale für quarzreiche Standorte typische geringe Freisetzungsraten aufweist. Der hohe Anteil an Orthoklas trägt auf dieser Versuchsfläche trotz dessen vergleichsweise geringer Verwitterungsrate zur Nachlieferung von Nährstoffen, insbesondere von K, bei. Ca und Mg werden nur in geringen Mengen bei der Verwitterung der Al-Vermiculite nachgeliefert.

In AD und IO wird die Mineralzusammensetzung vor allem durch den hohen Anteil an Illit bestimmt (illitreiche und amorphe Al-Hydroxid-haltige Substrate nach Butz-Braun et al. (2009)), welcher bei der Verwitterung Mg, Ca und insbesondere K freisetzen. Verglichen mit HS weisen AD und IO zudem einen höheren Anteil anderer Tonminerale auf, von denen insbesondere die primären Chlorite und zu einem geringen Anteil Vermiculit an der Nachlieferung von Mg beteiligt sind. Der vergleichsweise hohe Anteil des Zweischicht-Tonminerals Kaolinit hingegen liefert keinen Beitrag zur Nährstofffreisetzung, da Kaolinit kein Ca, K oder Mg enthält. Die vorhandenen Plagioklase tragen bei ihrer Verwitterung zur Ca- und Na-Freisetzung bei. In AD sind zudem primäre Fe-Mg-Chlorite vorhanden, die durch ihre gute Verwitterbarkeit auch bei geringem Anteil maßgeblich zur Mg-Freisetzung beitragen. Die auf allen Versuchsflächen vorhandenen Fe-Mineralen tragen aufgrund ihrer geringen Verwitterungsrate und chemischen Zusammensetzung nicht zur Nährstoffnachlieferung bei.

Neben der Mineralzusammensetzung steuern die Bodentemperatur, die Bodenfeuchte, die verwitterbare Oberfläche und der Skelettgehalt die Freisetzungsraten (Sverdrup & Warfvinge 1993b). Als Eingangsgröße für die Temperatur wurde, unter der Annahme, dass die Bodentemperatur im langjährigen Mittel der Lufttemperatur entspricht (vgl. Watson 1980), die mittlere Jahrestemperatur der Flächen verwendet (Tab. 2). Für die Bodenfeuchte wurde pro Horizont der bei der Wasserhaushaltssimulation berechnete, über den Beobachtungszeitraum 1988 bis 2011 gemittelte Wassergehalt ohne Reduktion des Skelettanteils abzüglich des Anteils des Totwassers (Tab. 10) eingesetzt (vgl. Block et al. 2015). Der Skelettgehalt stammt aus der bei Versuchsbeginn durchgeführten Profilsprache, und die verwitterbare Oberfläche wurde anhand der Bodenart, die

¹ Dr. Rüdiger Butz-Braun, Tonmineralogische Beratung, Heidestraße 2, 35274 Kirchhain

1998 im Zuge der Kalibrierung der pF-Kurven des Wasserhaushaltsmodells bestimmt wurde, nach Becker (2002) hergeleitet:

$$\text{Verwitterbare Oberfläche} = \left(8,0 * \frac{\% \text{Ton}}{100} + 2,2 * \frac{\% \text{Schluff}}{100} + 0,3 * \frac{\% \text{Sand}}{100} \right) * \left(1,0 - \frac{\% \text{Skelett}}{100} \right) * \frac{\text{TRD}}{1000} * 10^6 \quad [6]$$

Da in der neueren Literatur der Einfluss des CO₂-Partialdrucks auf die Verwitterungsrate von Silikaten unter sauren Bedingungen als unbedeutend angesehen wird (Stephens 2002; Golubev et al. 2005; Brantley 2008), wurde dessen Beitrag zur Freisetzung aus der Berechnung entfernt, indem für die „Rate Constans_CO2“ für alle Silikate der Wert 30 verwendet wurde (vgl. Block et al. 2015). Die Freisetzung wurde bis in eine Tiefe von 60 cm berechnet, da in dieser Tiefe die Saugkerzen eingebaut sind, die das Wasser für die Messdaten liefern, anhand derer die Stofffracht bzw. der Austrag mit dem Sickerwasser berechnet wird.

Auf den drei Versuchsflächen tritt Apatit, das entscheidende Mineral bei der P-Freisetzung durch die Verwitterung (Newman 1995), nicht auf. Aufgrund der geringen P-Konzentrationen in anderen Mineralen, wird deren P-Freisetzung in PROFILE nicht berücksichtigt. Deshalb wurden die von Butz-Braun (2009) für verschiedene Ausgangssubstraten abgeschätzten Werte aus Pretzsch et al. (2013) verwendet. Da schwefelhaltige Minerale in gut belüfteten Böden nicht vorkommen (Block & Meiwes 2013), wird die S-Freisetzung durch die Mineralverwitterung auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit auf null gesetzt.

Tabelle 9

Mineral- und Tonmineralausstattung in % des Mineralbodens (Feinboden) bis in 60 cm Tiefe auf den jeweiligen Versuchsanlagen.

Versuchsanlage	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer	
Quarz	43,7	38,6	80,5	
Minerale [%]	Orthoklas (Kali-Feldspat)	2,7	4,8	11,3
	Plagioklase (Kalk-Natron-Feldspate)	5,8	5,0	0,7
	Fe-Minerale	1,4	1,0	0,7
	Anatas (TiO ₂)	0,5	0,5	0,2
	primärer Chlorit (Fe-Mg-Chlorit)	0,6	1,2	-
Tonminerale [%]	Kaolinit	9,2	8,7	1,3
	Illit	27,3	36,6	1,7
	Vermiculit	5,9	1,6	-
	Wechselagerungsmineral Illit/Vermiculit	-	0,5	-
	Al-Vermiculit	-	-	2,5
	de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite	0,3	0,8	0,5
	Basenreiche Smectite	2,0	-	-
	lab. Tonminerale	0,6	0,7	0,6

Tabelle 10

Verwendete Eingangsparameter für die Simulation der Mineralverwitterung mit PROFILE. WG = Wassergehalt.

Fläche	Layer	Tiefe1 [cm]	Tiefe2 [cm]	Skelett [%]	TRD [g/cm ³]	Ton [%]	Schluff [%]	Sand [%]	WG ohne Skelett [m ³ /m ³]	WG ohne Totwasser & ohne Skelett [m ³ /m ³]	Bemerkung
AD	1	0	5	10	0,71	33,2	48,0	18,8	0,37	0,20	Bodenart aus 10 cm (Jahr 1998)
AD	2	5	10	15	0,74	33,2	48,0	18,8	0,37	0,12	Bodenart aus 10 cm (Jahr 1998)
AD	3	10	45	25	0,88	30,3	49,0	20,7	0,36	0,11	Mittelwert aus Bodenart 10 und 60 cm
AD	4	45	60	80	1,04	27,4	50,1	22,5	0,35	0,11	Bodenart aus 60 cm (Jahr 1998)
AD	5	60	100	85	1,13	27,4	50,1	22,5	0,41	0,17	Bodenart aus 60 cm (Jahr 1998)
IO	1	0	5	12	0,69	34,8	48,2	17,0	0,34	0,18	Bodenart aus 10 cm (Jahr 1998)
IO	2	5	15	25	0,74	34,8	48,2	17,0	0,35	0,18	Bodenart aus 10 cm (Jahr 1998)
IO	3	15	40	30	0,88	33,3	49,0	17,7	0,34	0,18	Mittelwert aus Bodenart 10 und 60 cm
IO	4	40	60	55	1,06	31,8	49,7	18,5	0,33	0,17	Bodenart aus 60 cm (Jahr 1998)
IO	5	60	100	60	1,22	31,8	49,7	18,5	0,33	0,10	Hoher Totwasseranteil, Bodenart aus 60 cm (Jahr 1998)
HS	1	0	10	5	0,97	12,1	29,1	58,8	0,28	0,18	Bodenart aus 10 cm (Jahr 1998)
HS	2	10	20	12	1,02	12,1	29,1	58,8	0,28	0,18	Bodenart aus 10 cm (Jahr 1998)
HS	3	20	50	20	1,11	10,1	24,6	65,3	0,28	0,18	Mittelwert aus Bodenart 10 und 60 cm
HS	4	50	70	65	1,22	8,2	20,1	71,7	0,30	0,18	Bodenart aus 60 cm (Jahr 1998)
HS	5	70	100	85	1,25	8,2	20,1	71,7	0,31	0,18	Bodenart aus 60 cm (Jahr 1998)

2.8.3 Eintrag: Kalkung und Düngung

Die mit der Kalkung und Düngung ausgebrachte Elementmenge wurde als vollständiger Eintrag in die Bilanzen mit einbezogen. Nach Literaturangaben ist auf den Versuchsfeldern der vorliegenden Arbeit von einer vollständigen Freisetzung im Beobachtungszeitraum (1989-2012) auszugehen (vgl. Prenzel 1985; Hildebrand & Schack-Kirchner 1990; Kreuzer 1995; Meiwes 1995). Da bei den Streulysimetern kein Wurzelausschluss stattfand und die freigesetzten Elemente in größeren Mengen in der Humusaufgabe gebunden werden können, kann die Lösungsgeschwindigkeit und damit der Eintrag in den ökosystemaren Kreislauf nicht anhand der gemessenen Konzentrationen und den daraus berechneten Frachten im Sickerwasser der Streulysimeter abgeschätzt werden.

2.8.4 Austrag: Sickerwasser

Mit Saugkerzen wird Bodenlösung gewonnen, die vornehmlich aus mobilem Bodenwasser, dem Sickerwasser, besteht (Schlotter et al. 2009). Um die Stofffrachten zu bestimmen, werden die im Sickerwasser gemessenen Konzentrationen mit den Sickerraten der Wasserhaushaltssimulation multipliziert (Benecke 1984; Ellenberg et al. 1986, S. 398). Die Simulation der Sickerraten in den jeweiligen Saugkerzentiefen erfolgte durch die Firma UDATA über COUPMODEL. Das Modell wurde dabei für jede Versuchsfeldfläche eigens durch Tensiometer und Bodenfeuchtesensoren kalibriert (Karl et al. 2012; Schultze & Scherzer 2013).

Bei der Herleitung der Stofffrachten mit dem Sickerwasser über die Multiplikation von Sickerrate und Stoffkonzentration in den gewonnenen Sickerwasserproben zeigen sich jedoch deutliche Unterschiede in der Chlorid-Fracht der einzelnen Parzellen innerhalb einer Versuchsfeldfläche. Dies führt zu teils deutlich negativen Cl-Bilanzen (Abb. 13), was nicht plausibel erscheint, da von Cl⁻ angenommen wird, dass es sich im Ökosystem inert verhält, also ohne Wechselwirkung den Boden passiert (Ellenberg et al. 1986, S. 413). Die Parzellen mit hohen Cl-Konzentrationen im Sickerwasser weisen auch bei den meisten anderen Elementen erhöhte Konzentrationen und damit erhöhte Frachten auf, wie am Beispiel der Versuchsfeldfläche Adenau in 60 cm Tiefe dargestellt (Tab. 11). Die Verhältnisse dieser Element-Frachten zur Cl-Fracht hingegen sind zwischen den Parzellen einer Variante kaum verändert (Tab. 12).

Abbildung 13

Cl-Bilanz (Deposition abzüglich Sickerwasseraustrag in 60 cm Tiefe) aller in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parzellen der Versuchsfläche Adenau im Untersuchungszeitraum 1989-2012.

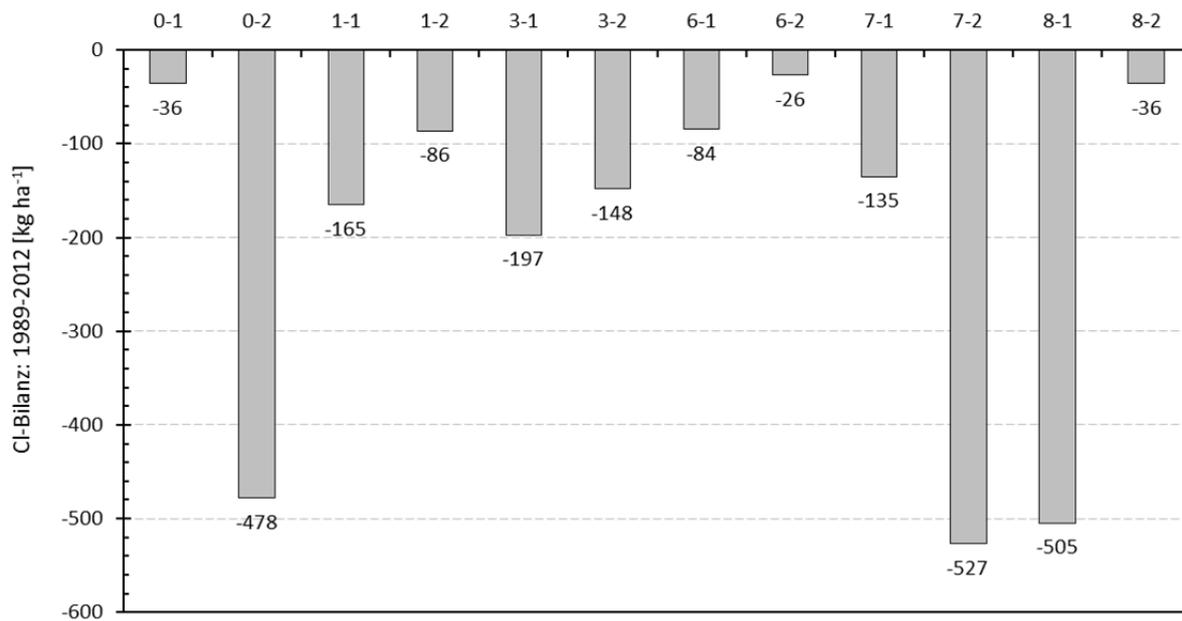


Tabelle 11

Aufsummierte Elementfrachten (1989-2012) in 60 cm Tiefe aller in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parzellen der Versuchsfläche Adenau. Die Parzellen mit außergewöhnlich hoher Cl Fracht (vgl. Abb. 13) sind kursiv markiert.

Fracht [kg ha ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Cl	633,8	<i>1075,8</i>	763,2	683,9	795,1	745,7	682,1	624,4	732,9	<i>1124,6</i>	1102,6	633,8
Na	352,1	<i>580,5</i>	431,4	333,6	485,3	421,4	376,3	385,1	382,4	<i>690,9</i>	602,7	317,7
Mg	51,1	<i>125,2</i>	352,7	512,2	232,4	250,2	404,6	529,1	886,3	<i>881,2</i>	975,2	486,5
Ca	122,6	<i>207,8</i>	199,3	262,0	177,5	198,9	212,3	273,0	395,1	<i>304,2</i>	505,7	314,1
K	66,4	<i>71,2</i>	53,5	51,9	73,0	59,9	32,4	36,2	50,9	<i>76,6</i>	52,2	57,8
N (gesamt)	119,8	<i>539,3</i>	357,1	536,9	389,9	354,3	549,6	685,3	883,6	<i>763,9</i>	822,3	479,1
S	552,8	<i>813,3</i>	834,8	915,4	809,1	590,6	672,2	717,2	1111,3	<i>1763,1</i>	1239,6	677,8
Al	269,2	<i>591,1</i>	356,9	379,8	416,4	295,5	335,1	341,2	445,9	<i>784,6</i>	412,2	237,6
Mn	58,5	<i>154,7</i>	78,2	90,8	67,4	112,7	77,1	63,5	88,9	<i>68,7</i>	68,9	44,4
DOC	763,8	<i>839,4</i>	930,9	708,1	986,2	1319,2	815,8	1184,3	1451,4	<i>1886,0</i>	1978,0	972,1

Tabelle 12

Verhältnisse der aufsummierten Elementfrachten (1989-2012) zur aufsummierten Cl Fracht (1989-2012) in 60 cm Tiefe aller in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parzellen der Versuchsfläche Adenau. Unterschiede innerhalb einer Variante größer 0,2 sind fett markiert.

x/Cl-Verhältnis	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Na	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	0,5	0,5
Mg	0,1	0,1	0,5	0,7	0,3	0,3	0,6	0,8	1,2	0,8	0,9	0,8
Ca	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	0,4	0,5	0,3	0,5	0,5
K	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
N (gesamt)	0,2	0,5	0,5	0,8	0,5	0,5	0,8	1,1	1,2	0,7	0,7	0,8
S	0,9	0,8	1,1	1,3	1,0	0,8	1,0	1,1	1,5	1,6	1,1	1,1
Al	0,4	0,5	0,5	0,6	0,5	0,4	0,5	0,5	0,6	0,7	0,4	0,4
Mn	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
DOC	1,2	0,8	1,2	1,0	1,2	1,8	1,2	1,9	2,0	1,7	1,8	1,5

Sickerwasseranalysen der Versuchsflächen des Kahllagenversuchs der FAWF (vgl. Karl et al. 2012) legen den Schluss nahe, dass dies durch Wasserstau im Boden hervorgerufen werden kann. Die Saugkerzen auf den Parzellen mit hohen Cl-Konzentrationen scheinen Sickerwasser aus Bereichen zu entnehmen, in denen eine Aufkonzentration durch längeren Kontakt mit dem Bodenaustauscher stattfindet (vgl. Koch 2005). Auf den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsflächen ist das kleinräumige Vorkommen stauender Bodenschichten oder ähnlich wirkender Gesteinsformationen im Unterboden nicht auszuschließen. Eine Multiplikation der Stoffkonzentrationen dieser speziellen Probenahmestellen mit der ohne Einfluss von Wasserstau hergeleiteten Sickerwassermenge würde zu einer Überschätzung der Austräge mit dem Sickerwasser führen. Um die Wassermenge den Gegebenheiten der jeweiligen Parzelle anzupassen, wurde auf Basis der Cl-Gesamtdeposition des gesamten Beobachtungszeitraums ein Chlorid-Korrekturfaktor (X_{Cl}) pro Parzelle berechnet [7] und zur Modifikation der jährlich versickernden Wassermenge verwendet [8] (Tab. 13). Eine Diskussion dieser Methode findet sich in Kap. 5.8.1.

$$X_{Cl} = \text{Cl-Fracht}_{\text{Deposition(Summe 1989-2012)}} / \text{Cl-Fracht}_{\text{Sickerwasser(Summe 1989-2012)}} \quad [7]$$

$$\text{Cl-korrigierte Wassermenge [mm]} = \text{Wassermenge des WHH-Models [mm]} * X_{Cl} \quad [8]$$

Aufgrund zu geringer Wassermengen oder zeitweisen Ausfälle einiger Saugkerzen liegen für ca. 10 % der Quartale des Untersuchungszeitraums keine Analysedaten bestimmter Parzellen vor. Dies ist insbesondere im dritten Quartal (Juli bis September) der Fall, für das auch durch die Wasserhaushaltssimulation geringe Sickerraten ausgegeben werden. Da sich die Konzentrationen der Quartale teils deutlich voneinander unterscheiden (Abb. 14) und auch in der Literatur von jahreszeitlichen Abhängigkeiten der Element-Konzentrationen berichtet wird (vgl. Ellenberg et al. 1986; Blaser et al. 1999), wurden die fehlenden Konzentrationen mit dem Mittelwert des gleichen

Quartals des vorangegangenen und des folgenden Jahres ersetzt. In wenigen Ausnahmen waren für ein Quartal in mehrere aufeinander folgende Jahre keine Werte vorhanden. In diesem Fall wurde für alle diese Jahre der Mittelwert aus dem letzten vorangegangenen und dem als nächstes folgenden Jahr mit einer Messung dieses Quartals verwendet. Da auf allen Versuchsflächen in keiner Tiefenstufe und bei keinem Element eine signifikante Beziehung zwischen Sickerwassermenge und der Stoffkonzentration festgestellt werden konnte, wurden unterschiedliche Sickerwassermengen der Quartale beim Wertersatz nicht weiter berücksichtigt.

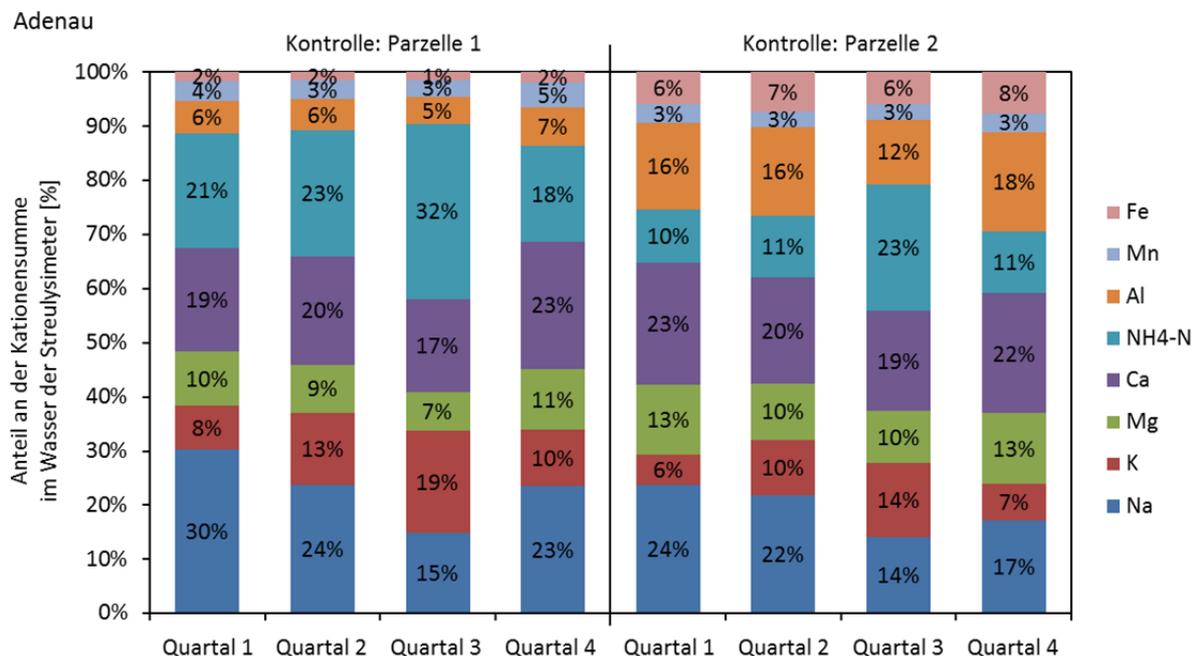
Tabelle 13

Cl-Korrekturfaktor der Sickerwassermenge für die Streulysimeter (0 cm) und die Saugkerzen in 10 und 60 cm Tiefe. Übersicht für alle Parzellen der drei Versuchsflächen

Tiefe [cm]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2	
Adenau	0	0,78	1,04	0,44	0,76	0,67	0,66	0,66	0,69	0,59	0,72	0,71	0,83
	10	0,40	0,42	0,58	0,64	0,59	0,64	0,40	0,57	0,55	0,58	0,64	0,78
	60	0,94	0,56	0,78	0,87	0,75	0,80	0,88	0,96	0,82	0,53	0,54	0,94
Idar-Oberstein	0	0,63	0,51	0,80	0,63	0,72	0,68	0,66	0,49	0,69	0,60	0,61	0,85
	10	0,78	0,84	0,57	0,75	0,69	0,50	0,72	0,42	0,86	0,72	0,70	1,01
	60	0,86	0,98	0,70	0,77	0,93	0,61	0,83	0,69	0,64	0,99	0,70	0,78
Hochspeyer	0	0,61	0,68	0,52	0,66	0,62	0,61	0,56	0,65	0,58	0,61	0,55	0,69
	10	0,55	0,61	0,37	0,67	0,66	0,50	0,54	0,47	0,54	0,47	0,67	0,47
	60	0,69	0,48	0,34	1,03	0,77	0,52	0,55	0,76	0,63	0,80	0,46	0,64

Abbildung 14

Anteile der Kationen an der Kationensumme im Streulysimeterwasser der Kontrolle in Adenau. Dargestellt sind die Mittelwerte aller Messungen im Beobachtungszeitraum für die beiden Parzellen der Kontrolle.



2.8.5 Austrag: Festlegung in der Biomasse (Ernteentzug)

Die mittels SILVA modellierten Kompartiment-Biomassen einer Parzelle (Kap. 2.7) wurden mit den, anhand der Biomassekompartiment-Beprobung ermittelten, Element-Konzentrationen (Kap. 2.6) multipliziert und aufsummiert, um die Element-Vorräte in der Biomasse zu berechnen. Dabei wurden für die Element-Vorräte zu Versuchsbeginn für alle Parzellen einer Versuchsfläche der Mittelwert der Element-Konzentrationen verwendet, der bei der Beprobung 2012 bei den Individuen der Kontrolle dieser Versuchsfläche gemessen wurden. Für die im Beobachtungszeitraum entnommenen Individuen sowie für den Zustand zur Zeit der letzten Aufnahme 2011/12 bzw. 2013/14 wurde hingegen der Mittelwert der Konzentrationen aller Bäume der jeweiligen Variante verwendet. Der Biomassevorrat wurde für jede Parzelle getrennt berechnet, wohingegen für die Konzentrationen, die zur Berechnung der Element-Vorräte verwendet wurden, der Mittelwert der beprobten Individuen beider Parzellen einer Variante bzw. der drei Parzellen der Kontrolle eingesetzt wurde.

Für die nicht beprobten Varianten 6 und 7 (vgl. Tab. 1) wurden die fehlenden Messwerte hergeleitet, um auch für diese Varianten die in der Biomasse festgelegte Elementmenge abschätzen zu können. Durch die Analyse der Kompartimente des Streufalls und der Nadelproben, die bei allen Varianten durchgeführt wurden, ist von einem Zusammenhang zwischen der Kalkungsmenge und den Element-Konzentrationen in den Kompartimenten der Biomasse auszugehen (Tab. 14). Die Element-Konzentrationen der Kompartimente (KE) der nicht beprobten Varianten 6 und 7 wurden abgesehen von K und P anhand Kalkdosis (K) und der Analyseergebnisse der Varianten 1, 3 und 8 (A_x) mittels linearer Interpolation hergeleitet:

$$KE = \bar{x}(A_1; A_3) + \frac{(A_8 - \bar{x}(A_1; A_3))}{(15 - 3)} \times K_{\text{Variante [t Dolomit]}} \quad [9]$$

Da auf den Parzellen der Varianten 3 und 8 eine P-Düngung stattfand, wurden für die P-Konzentrationen die Analyseergebnisse der Variante 1 für die Varianten 6 und 7 verwendet. Für K wurden für die Variante 7 die Werte der Kontrolle angenommen, da die K-Konzentrationen der Nadel auf dem Niveau der Kontrolle liegen und ausschließlich auf den Parzellen dieser Variante eine Düngung dieser beiden Elemente stattgefunden hat. Die Varianten mit Kalkung ohne K-Düngung weisen zumeist niedrigere K-Konzentrationen auf (vgl. Kap. 4.3.1).

Tabelle 14

Korrelation der Element-Konzentrationen in den Kompartimenten des Streufalls und in den c+0 und c+2 Nadelproben mit der bei der Behandlung 1989 ausgebrachten Menge an dolomitischen Kalk (vgl. Tab. 1). P wurde in die Übersicht nicht mit aufgenommen da auf der Variante 8 mit hoher Kalkdosis ebenfalls P in höherer Dosierung gedüngt wurde, zu Scheinkorrelationen zwischen Kalkmenge und P Konzentration führen kann.

Adenau	N	K	Ca	Mg	Mn	Al	Fe	Na
Nadeln Streu (n = 24)	**	n.s.	**	**	**	**	**	n.s.
Zweige Streu (n = 24)	n.s.	n.s.	*	**	**	n.s.	**	n.s.
Rest Streu (n = 24)	**	*	*	**	*	n.s.	n.s.	n.s.
Nadeln c+0 (n = 72)	n.s.	**	**	**	**	-	n.s.	-
Nadeln c+2 (n = 72)	**	*	**	**	**	-	n.s.	-
Idar-Oberstein	N	K	Ca	Mg	Mn	Al	Fe	Na
Nadeln Streu (n = 24)	n.s.	*	**	**	**	**	n.s.	**
Zweige Streu (n = 24)	n.s.	n.s.	**	**	**	n.s.	n.s.	**
Rest Streu (n = 24)	n.s.	n.s.	n.s.	**	**	*	*	n.s.
Nadeln c+0 (n = 72)	**	n.s.	**	**	**	-	n.s.	-
Nadeln c+2 (n = 72)	**	n.s.	**	**	**	-	**	-
Hochspeyer	N	K	Ca	Mg	Mn	Al	Fe	Na
Blätter Streu (n = 24)	*	**	**	**	**	n.s.	n.s.	n.s.
Nadeln Streu (n = 24)	*	n.s.	**	**	**	n.s.	n.s.	*
Zweige Streu (n = 24)	n.s.	n.s.	**	**	**	n.s.	n.s.	n.s.
Rest Streu (n = 24)	n.s.	n.s.	*	*	**	n.s.	n.s.	**
Nadel c+0 (n = 72)	n.s.	n.s.	**	**	**	-	*	-

Für die Konzentrationen der nicht beprobten Fein- bzw. Grobwurzeln wurden die Konzentrationen der Zweige bzw. Äste eingesetzt, um die Vorräte in der unterirdischen Biomasse abzuschätzen. Literaturwerte für Wurzeln wurden nicht verwendet, da im Gegensatz zur Biomasse die Elementkonzentrationen in den Kompartimenten stark standortsabhängig sind (Augusto et al. 2009; Pretsch et al. 2013). Zudem ist der Effekt der Kalkung in den Literaturangaben nicht enthaltene, was zu weiteren Unsicherheiten führt. Die in den Zweig- und Astproben gemessenen Konzentrationen liegen zumeist innerhalb des in Jacobsen et al. (2003) angegebenen Wertebereichs für die unterirdischen Kompartimente (Tab. 38, Tab. 39).

Die Festlegung (F) eines Elementes (E_x) in der Biomasse im Beobachtungszeitraum berechnet sich analog zum Biomassezuwachs [4] aus der Summe des Elementvorrats im Winter 2011/12 (IO, HS) bzw. 2013/14 (AD) (Y_{EX2}) und des Elementvorrats der Entnahmebäume (Y_{EXE}) abzüglich des Elementvorrats zu Versuchsbeginn (Y_{EX1}):

$$F_{EX} = Y_{EX2} + Y_{EXE} - Y_{EX1}$$

[10]

Je nach Fragestellung wurde die Festlegung von Elementen in unterschiedlichen Kompartimenten für die Bilanzierung als Austrag angesehen. Bei der Berücksichtigung einer reduzierten Nutzung (Entzug der Biomasse der Kompartimenten Derbholz und Rinde) wird die Festlegung in den Kompartimenten Holz und Rinde (bei Kiefer Kern- und Splintholz sowie Borke und Spiegelrinde) im Beobachtungszeitraum als Austrag aus dem Ökosystem betrachtet, bei einer hohen Nutzungsintensität (Entzug der oberirdischen Biomasse) die Festlegung in der gesamten oberirdischen Biomasse. Werden Bodenbilanzen berechnet, dann wird neben der Festlegung in der oberirdischen Biomasse zudem die Festlegung in der unterirdischen Biomasse als Austrag von Elementen aus dem Boden angesehen. Die Ergebnisse sind nur für den Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen repräsentativ, da für den Ernteentzug, der während einer Umtriebszeit entsteht, alle Altersstadien des Bestandes berücksichtigt werden müssen (vgl. Pretzsch et al. 2013). Die in dieser Weise berechneten Entzüge überschätzen den in der forstlichen Praxis stattfindenden Export, da keine restlose Verwertung der Biomasse stattfindet und stets Rückstände im Bestand verbleiben.

2.8.6 Interne Verlagerung

Wie bei dem Austrag mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe wurde auch für die Berechnung der Fracht in 0 cm (Streulysimeter) und 10 cm Tiefe die Wassermenge des Wasserhaushaltsmodells mittels der Cl-Korrektur angepasst und mit den gemessenen Stoffkonzentrationen multipliziert (vgl. Kap. 2.8.3).

Die über den Streufall vom Bestand zurückgeführte Elementmenge wird hergeleitet, indem die Biomassen der Kompartimente des Streufalls mit den dazugehörigen Konzentrationen multipliziert werden. Da für den Streufall nur Daten aus einem Jahr vorliegen, können die darauf basierenden Stofffrachten nur als Anhaltspunkt verstanden werden, wie die starken Schwankungen der jährlichen Biomasse des Streufalls (2500 bis 7500 kg ha⁻¹) der nahegelegenen Level II Flächen Adenau und Idar-Oberstein zeigen (FAWF 2014).

2.8.7 Input-Output-Bilanz

Die Input-Output-Bilanzen wurden für jede Parzelle der drei Versuchsflächen auf Jahresbasis aus den genannten Einträgen aus der Gesamtdeposition (TD), Mineralverwitterung (MV) und der Kalkung und Düngung (KD) sowie den Austrägen mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe (SW₆₀) und durch die als potentiellen Ernteentzug angesehene Festlegung in der Biomasse der Kompartimente Derbholz und Rinde (F_{DR}) oder der oberirdischen Biomasse (F_O) berechnet:

$$\text{Bilanz}_{\text{Input-Output}} = \text{TD} + \text{MV} + \text{KD} - \text{SW}_{60} - \text{F}_{\text{DR}}/\text{F}_{\text{O}} \quad [11]$$

Werden Bodenbilanzen berechnet, dann wird die gesamte Element-Festlegung in der ober- und unterirdischen Biomasse (F_{OU}) als Austrag aus dem Boden angesehen:

$$\text{Bodenbilanz} = \text{TD} + \text{MV} + \text{KD} - \text{SW}_{60} - F_{OU} \quad [12]$$

Innerhalb einer Versuchsfläche wird für alle Parzellen unabhängig von der Variante die gleiche jährliche Deposition und Mineralverwitterung verwendet. Die Festlegung in der Biomasse wurde über den Beobachtungszeitraum berechnet und durch die Anzahl der Jahre geteilt. Somit variieren die Werte zwischen den einzelnen Parzellen jedoch nicht für die einzelnen Jahre. Der Sickerwasseraustrag hingegen variiert von Jahr zu Jahr und ebenso zwischen allen Parzellen einer Versuchsfläche.

2.9 Lichtmessungen

Bei der Vermessung der gepflanzten Buchen in IO (Kap. 2.5) wurden zeitgleich Lichtmessungen mittels hemisphärischer Fotografie am Mittelpunkt jeder Klumpenpflanzung durchgeführt, um den Einfluss unterschiedlicher Lichtverhältnisse im Bestand auf das Wachstumsverhalten zu erfassen. Als Kamera kam eine Nikon Coolpix 8800 mit Nikon EC-E9 Fisheye-Konverter zum Einsatz, die in 1,30 m Höhe auf einem Stativ montiert und mittels Libelle in der Waagrechten ausgerichtet wurde. Pro Messpunkt wurde bei gleichmäßig bedecktem Himmel eine Belichtungsreihe beginnend mit automatischer Belichtung bis hin zu -4 Stopps Unterbelichtung durchgeführt (vgl. Fleck et al. 2012). Für die Auswertung wurde das Foto der Belichtungsreihe ausgewählt, auf dem bei geringstem Blooming der Himmel am hellsten abgebildet ist. Die Auswertung der Fotos erfolgte mit der Software Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer et al. 1999) für den Zeitraum 01.04. bis 15.09. Dabei wurde allein auf die Bildinformationen des blauen Farbkanals zurückgegriffen. Als Ergebnis wird der Anteil der Freilandstrahlung, getrennt in direkt und diffus, ausgegeben der den Messpunkt erreicht. Eine detaillierte Beschreibung der Methode der hemisphärischen Fotografie sowie zur Auswertemethodik findet sich in Greve (2010).

2.10 Statistik

Die statistische Auswertung wurde in Microsoft Excel 2010 (Version 14) und mit IBM SPSS Statistics 20.0 durchgeführt. Falls im Text nicht anderweitig angegeben, wird für Mittelwertvergleiche von zwei nicht zusammenhängende Stichproben der nicht parametrische Mann-Whitney-U-Test, bei Mehrfachvergleichen von mehr als zwei Stichproben der Kruskal-Wallis-Test verwendet. Das Signifikanzniveau ist in Abbildungen und Tabellen wenn $p < 0,05$ mit *, wenn $p < 0,01$ mit ** gekennzeichnet. In Abbildungen und Tabellen sind signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten durch unterschiedliche Buchstaben dargestellt. Varianten, welche sich keinen Buchstaben

teilen, weisen signifikante Unterschiede auf. Varianten die sich mindesten einen Buchstaben teilen, weisen hingegen keine signifikante Unterschiede auf.

3 Bodenversauerung und Pufferreaktionen

Vor der Darstellung der Ergebnisse soll im folgenden Kapitel zur besseren Einordnung ein Überblick über die an der Bodenversauerung beteiligten Prozesse und den gleichzeitig ablaufenden Pufferreaktionen gegeben werden. Auf diese grundlegenden Abläufe wird insbesondere in der Diskussion Bezug genommen.

3.1 Quantitative und qualitative Versauerung

Bei der Beschreibung des Versauerungszustandes und der ablaufenden Versauerung muss zwischen quantitativen und qualitativen Merkmalen unterschieden werden. Die Säureneutralisationskapazität (SNK) ist ein quantitatives Merkmal und entspricht der Menge starker Säuren, die nötig ist, den pH-Wert eines Systems auf einen bestimmten pH-Wert abzusenken (van Breemen et al. 1983) und somit der Säurebelastung, die durch Pufferreaktionen ausgeglichen werden kann, bis ein bestimmter pH-Wert erreicht ist (van Breemen et al. 1984). Die SNK eines Bodens ohne organische Substanz lässt sich anhand des Mineralbestandes und der Oxide errechnen, die bis zum Erreichen des Ziel-pH-Wertes zur Säurepufferung beitragen (van Breemen et al. 1983; Vries & Breeuwsma 1987):

$$\text{SNK} = \text{Basische Bestandteile des Mineralbodens} - \text{Starke Säuren des Mineralbodens} \quad [13]$$

was als Beispiel für einen Ziel-pH-Wert 3 bedeutet (van Breemen et al. 1983):

$$\text{SNK}_{\text{pH3}} = 6(\text{Al}_2\text{O}_3) + 2(\text{CaO}) + 2(\text{MgO}) + 2(\text{K}_2\text{O}) + 2(\text{Na}_2\text{O}) + 2(\text{MnO}) + 2(\text{FeO}) - 2(\text{SO}_3) - 2(\text{P}_2\text{O}_5) - (\text{HCL}) \quad [14]$$

Für einen Ziel-pH von 5 werden hingegen die Al-Oxide nicht berücksichtigt, da diese noch nicht an der Pufferung beteiligt sind. Eine quantitative Versauerung bedeutet eine Abnahme der SNK im betrachteten System und kann durch einen Verlust an Metall-Kationen oder einer Anreicherung starker Säuren bedingt sein. Der Verlust an SNK lässt sich anhand des Austrags an Metall-Kationen mit dem Sickerwasser beschreiben, was der Summe der puffernden Prozesse in Form von Austauschvorgängen und Mineralverwitterung entspricht (van Breemen et al. 1983; Ulrich 1991). Zudem führt der Export von Kationen aus dem Ökosystem durch die Holzernte ebenfalls zu einem Verlust von SNK.

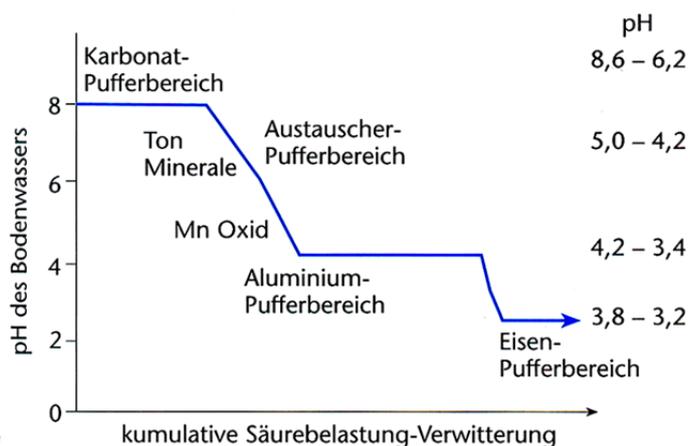
Bei den Metall-Kationen wird häufig zwischen säurebildenden Kationen (M_a) und Base-Kationen bzw. Neutral-Kationen (M_b) unterschieden (Block et al. 2000). Al, Fe und Mn werden den M_a -Kationen zugeordnet und können in wässriger Lösung in Abhängigkeit vom pH-Wert Protonen (H^+) aus ihrer Hydrathülle abgeben (Gryschko & Horlacher 1997). M_b -Kationen (Ca, K, Mg, Na) hingegen geben auch bei hohem pH-Wert keine Protonen ab und liegen als neutrale Kationen in der Bodenlösung vor.

In der vorliegenden Arbeit wird dem eingeführten Sprachgebrauch folgend der Begriff Base-Kationen verwendet (analog zum Begriff „Basensättigung“).

Der pH-Wert beispielsweise ist hingegen ein qualitativer Indikator für den Versauerungszustand, der trotz Zufuhr von Säuren stabil bleiben kann (Abb. 15), bis bestimmte Puffersubstanzen aufgebraucht oder ablaufende Pufferreaktionen zu langsam sind (van Breemen et al. 1983). Da der pH-Wert mit vielen Bodenfunktionen und Prozessen verknüpft ist (Abb. 16), ist er ein wichtiger Indikator für den Zustand eines Ökosystems, ermöglicht jedoch nur eingeschränkt Aussagen über das Fortschreiten der Versauerung. Weitere qualitative Indikatoren, die in der vorliegenden Arbeit verwendet werden, sind die Basensättigung (BS) des Boden-Kationenaustauschers und der Aciditätsgrad des Sickerwassers (nach Ulrich 1988). Beide Kennwerte geben den prozentualen Anteil der Base-Kationen (M_b) Ca, Mg, K und Na bzw. der säurebildende Kationen (M_a) Mn, Al, Fe und H^+ an der Kationensumme ohne Ammonium und ohne weiterer Spurenelemente an. Sie stehen durch den Kontakt und die dabei stattfindenden Austauschprozesse zwischen Bodenfestphase und Sickerwasser miteinander in Verbindung (Kölling & von Wilpert 2000). Das molare Verhältnis der M_b -Kationen (ohne Na) zu Al in der Bodenlösung ist ein weiterer Kennwert für den Versauerungszustand im Hinblick auf Aluminiumtoxizität im Wurzelraum (Block & Meiwes 2000).

Abbildung 15

Änderungen im pH Wert des Sickerwassers mit andauernder Säurebelastung und die in bestimmten pH-Bereichen überwiegenden Pufferreaktionen (aus: Schulze et al. 2005, S. 408). Im Carbonat- und Aluminium-Pufferbereich bleibt der pH Wert trotz SNK-Verlust weitgehend stabil, wohingegen im Mn- und Austauscher-Pufferbereich wegen der geringeren Kapazität ein schnelles Absinken des pH Wertes zu beobachten ist, was auch durch die Silikatverwitterung, welche im gesamten pH Bereich abläuft (Schwertmann et al. 1987), aufgrund der langsamen Kinetik nicht verhindert werden kann (Blaser et al. 2008).

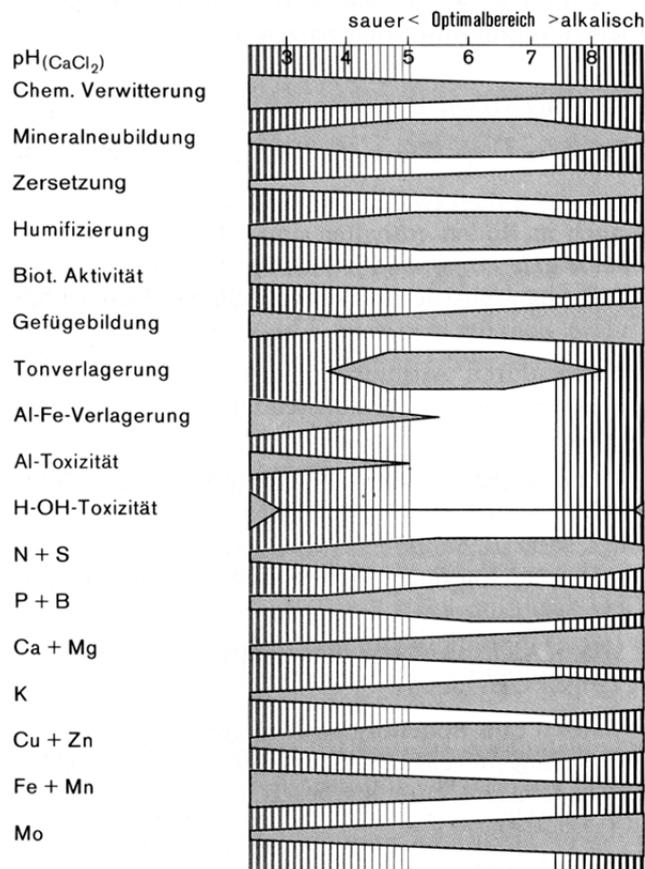


In Böden mit einem pH-Wert über 5 stellt CO_2 die treibende Kraft für eine fortschreitende Bodenversauerung im Sinne eines Verlustes von SNK dar, darunter ist der Einfluss vernachlässigbar (Ulrich 1986a; Vries & Breeuwsma 1987) und spielt somit für die in der vorliegenden Arbeit betrachteten Versuchsanlagen eine untergeordnete Rolle. Ohne den anthropogen bedingten Eintrag starker Säuren wird die Versauerung maßgeblich durch organische Säuren vorangetrieben, die bei dem

Abbau organischer Substanz im Boden entstehen. Ein Verlust an SNK des Ökosystems tritt bei dieser Art der Versauerung jedoch nur in geringem Umfang ein, da durch die organischen Säuren zumeist eine Verlagerung und Anreicherung von Metall-Kationen in tiefere Bodenschichten, jedoch selten tiefer als 50 - 100 cm, erfolgt (Vries & Breeuwsma 1987). Dieser Prozess spielt vor allem eine Rolle, wenn der Abbau der organischen Säuren durch eine geringe mikrobielle Aktivität mit geringer Geschwindigkeit abläuft (Vries & Breeuwsma 1987). Dies kann die Folge niedriger Temperaturen, geringer Nährstoffverfügbarkeit und Sauerstoffversorgung oder eines sauren Milieus sein (Ottow 2011, S. 6). Ein Transport in tiefere Bodenschichten wird durch den mikrobiellen Abbau und Ausflockung durch Bindung weiterer Al-, Fe- oder Ca-Ionen unterbunden (Scheffer et al. 2002, S. 457). Es bilden sich die, für eine ablaufende Podsolierung typischen, Auswaschungs- und Anreicherungs-Horizonte. Tiefer versickerndes Wasser ist jedoch nie vollständig ionenfrei, sodass Ökosysteme in humiden Regionen mit einem zumeist abwärts gerichteten Wasserfluss auch natürlicherweise langfristig versauern (Hildebrand 1994), wenn der Austrag die Nachlieferung von Kationen durch die Deposition überschreitet.

Abbildung 16

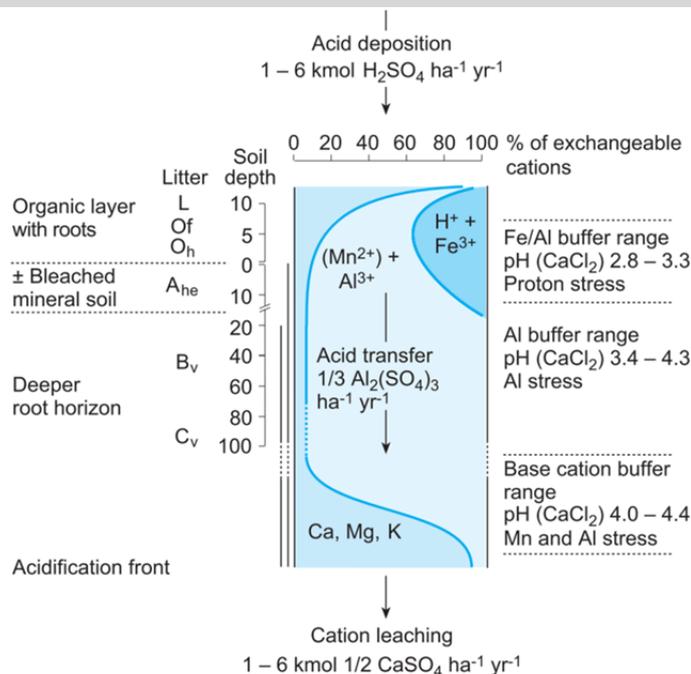
Beziehung zwischen dem pH Wert und der Löslichkeit von Nährstoffen in Wasser sowie Bodenfunktionen und Prozesse (aus: Schroeder 1992, S. 80)



Der anthropogen bedingte und dadurch um Größenordnungen beschleunigte Verlust an SNK wird durch die Auswaschung von Metall-Kationen mit konservativen Anionen (deren Konzentrationen bei pH-Änderungen konstant bleiben, z.B. Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) hervorgerufen, die das Ökosystem verlassen, selbst wenn ihr Weg durch Bodenschichten mit höherem pH-Wert führt (Ulrich 1986a; Hildebrand 1994) (Abb. 17). Dabei bestimmt die Anionenmenge die ausgetragene Menge an Kationen (Ulrich 1995). Im Gegensatz zur Podsolierung lässt sich diese Verlagerung nicht anhand morphologischer Merkmale erkennen und wird daher als „Krypto-Podsolierung“ bezeichnet (Ulrich 1986a). Erst durch den Eintrag konservativer Anionen ist ein Absinken des pH-Wertes unter 5 auch in tieferen Bodenschichten möglich. Der natürliche Eintrag starker Säuren wird auf $0,2 \text{ kmol H}^+ \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ohne Berücksichtigung von Staub- und Meersalzeinträgen geschätzt und sollte somit auf fast allen Böden durch die Mineralverwitterung und Deposition (vgl. Tab. 64, Abb. 91) ausgeglichen werden können (Ulrich 1986a).

Abbildung 17

Wirkung der sauren Deposition auf den Bodenzustand (aus: Schulze et al. 2005, S. 408, nach Ulrich 1994). Die Humusaufgabe und der Oberboden weisen die stärkste Versauerung auf. Der pH Wert des B- und C-Horizontes wurde in den Al-Pufferbereich abgesenkt. Die Basensättigung ist in der Humusaufgabe durch die Mineralisation erhöht, im Mineralboden hingegen dominieren Ma-Kationen bis zur Versauerungsfront im tiefen Mineralboden.



3.2 Pufferreaktionen

Im Folgenden wird ein Überblick der im Boden ablaufenden Pufferreaktionen gegeben, welche für die Interpretation der Ergebnisse von besonderer Bedeutung sind. Umfassendere Darstellung der ablaufenden Prozesse finden sich in van Breemen et al. (1983), Schwertmann et al. (1987) und Scheffer et al. (2002, S. 126 ff.).

3.2.1 Carbonat-Puffer

Auf den drei Versuchsflächen ist durch die niedrigen pH-Werte von einem carbonatfreien Boden auszugehen. Die Ausbringung von dolomitischem Kalk führt dem Boden jedoch Calcium- und Magnesiumcarbonat zu, wodurch bei sauren Böden ($\text{pH} < 7$) eine Pufferung von H^+ in zwei Schritten stattfindet. Ca und Mg gehen in Lösung (Kreutzer 1995) [15] und CO_2 entweicht gasförmig (Scheffer et al. 2002, S. 128) [16]:



3.2.2 Pufferung durch variable Ladung

Die Kationen-Austauschkapazität (KAK) setzt sich aus den permanenten Ladungen der Tonminerale, die durch isomorphen Ersatz von Si bzw. Al in den Strukturgittern mit niedriger geladenen Kationen entstehen, und variablen Ladungen, Carboxyl- und Hydroxyl-Gruppen der Huminstoffe, Oxide und des Randbereichs der Tonminerale, zusammen (Blum 1992, S. 69). Im Gegensatz zu den permanenten Ladungen der Tonminerale, die erst bei pH-Werten < 3 zunehmend mit H^+ belegt sind, puffern die variablen Ladungen schon im schwach sauren Bereich ($\text{pH} < 5$) durch Bindung von H^+ (Schwertmann et al. 1987):



Durch diese Protonierung der funktionellen Gruppen sinkt, in Abhängigkeit mit dem pH-Wert, die KAK, und die zuvor an den funktionellen Gruppen gebundenen Kationen gehen in Lösung (Scheffer et al. 2002). Zudem können sich weitere Protonen an NH - und NH_2 -Gruppen der Huminstoffe [18] (Blum 1992, S. 73) bzw. Hydroxyl-Gruppen der Tonminerale und Oxide anlagern (Scheffer et al. 2002, S. 128 f.), sodass eine positive Überschussladung entsteht und die Anionen-Austauschkapazität, gegenläufig zur KAK, steigt.

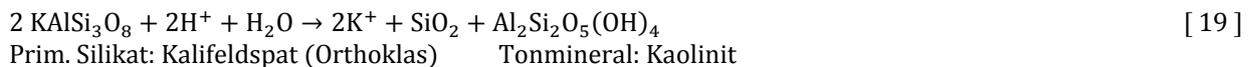


Durch diese gestiegene Sorptionsfähigkeit für Anionen wird vornehmlich PO_4^{3-} und SiO_3^{2-} , aber auch SO_4^{2-} , gebunden. Ein Anstieg des pH-Wertes führt wiederum zu einem Verlust dieser Bindungsplätze und einer Freisetzung der gebundenen Anionen (Veerhoff et al. 1996).

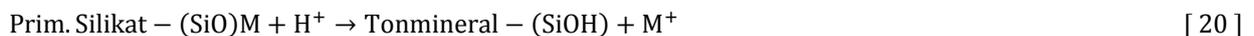
3.2.3 Pufferung durch Silikatverwitterung und Oxide

3.2.3.1 Pufferung durch M_b -Kationen

Bei der Silikatverwitterung werden durch Protonen zuerst aus den Schichtschichten (Tetraeder- und Oktaederschichten) M_b -Kationen herausgelöst, was eine Verwitterung primärer Silikate in sekundäre Schichtsilikate (z.B. Tonminerale) bedeutet. Diese bilden sich aus den dabei entstehenden Verwitterungsprodukten (Scheffer et al. 2002, S. 42), was am Beispiel der Verwitterung von Kalifeldspat wie folgt abläuft (Ziechmann & Müller-Wegener 1990, S. 219):



Die puffernde Reaktion kann vereinfacht nach Schwertmann et al. (1987) dargestellt werden:



Diese Reaktionen und die dabei stattfindende Abnahme der SNK sind zum Großteil nicht reversibel. Allerdings findet durch die Bildung von Tonmineralen ein Anstieg der KAK des Bodens statt, sodass die frei werdenden Kationen zum Teil gebunden werden können (Ulrich 1986a). Die Pufferung durch die Silikatverwitterung ist nicht an einen pH-Wertbereich gebunden und besitzt eine hohe Pufferkapazität (Kauppi et al. 1986; Blaser et al. 2008), ist jedoch verglichen mit anderen Pufferreaktion des Bodens ein langsam ablaufender Prozess (Schnoor & Stumm 1986). Reicht die Pufferrate der Silikatverwitterung ("nachschaufende Kraft" nach Wittich 1942) nicht aus, um die Säurebelastung, z. B. durch den Eintrag starker Säuren (Schwefel-, Salpeter- oder organische Säuren), auszugleichen, sinkt der pH-Wert weiter ab. Dies führt ab einem pH-Wert kleiner 5,0 zu einer Beteiligung von Al-Oxiden an der Pufferung und damit zu einer Freisetzung von Al aus den Silikaten (van Breemen et al. 1983; Veerhoff & Brümmer 1989).

3.2.3.2 Pufferung durch Aluminium

Das Aluminium ist in den Schichten, insbesondere als Zentralkation in den Oktaederschichten, vieler primärer und sekundärer Minerale gebunden (Scheffer et al. 2002, S. 8 ff.). Durch die chemische Verwitterung (Hydratation, Hydrolyse, Oxidation) erfolgt zuerst die Freisetzung anderer Kationen mit der Reihenfolge $\text{Na} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{K} > \text{Si} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Al}$ (Schwertmann et al. 1987; Scheffer et al. 2002, S. 48). Erst bei pH-Werten kleiner 5,0 wird auch verstärkt Al durch H^+ aus den Mineralen herausgelöst (Ulrich 1981; van Breemen et al. 1983; Blaser et al. 2008), was bei anhaltender Säurebelastung die Zerstörung der Tonminerale zur Folge hat (Veerhoff & Brümmer 1992). Bei höheren pH-Werten wird Al nur in geringerer Menge durch Hydrolyse freigesetzt und es findet eine

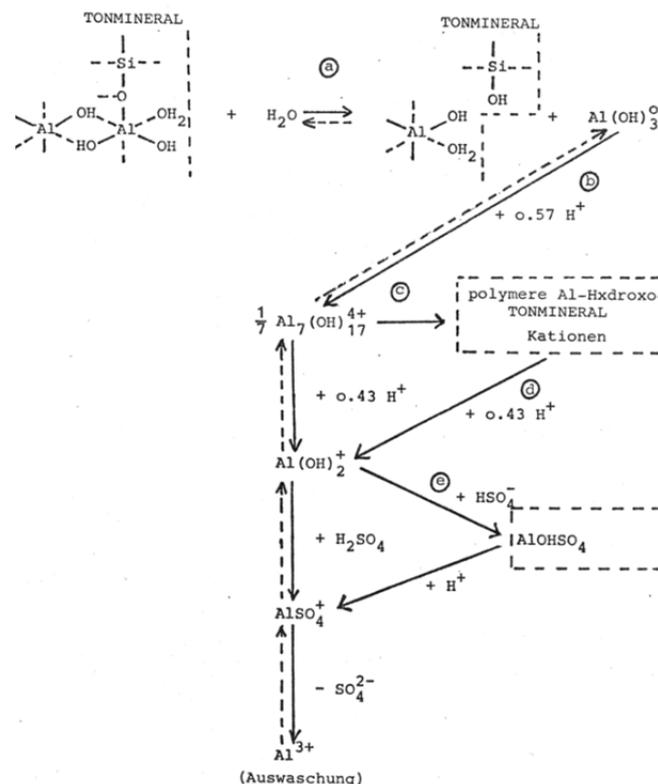
annähernd vollständige Rückhydrolyse statt (Schwertmann et al. 1987). Die dabei stattfindende Bildung der Al-Hydroxide ($\text{Al}(\text{OH})_3$) verhindert, da dadurch Al nicht als Ion in der Bodenlösung vorliegt, eine Al-Auswaschung und ermöglicht eine Mineralneubildung (Ulrich et al. 1979; Haynes 1982) (Reaktion a in Abb. 18). Bei diesem Vorgang findet keine Netto-Pufferung statt, da das H^+ , welches Al^{3+} aus den Mineralen herauslösen [21], bei der Rückhydrolyse [22] erneut frei wird:



Bei weiter sinkendem pH-Wert (5,0 - 4,2) (Ulrich et al. 1979, S. 192) entstehen aus den vorhandenen Al-Hydroxiden oder unter Pufferung von H^+ durch partielle Hydrolyse aus dem frei werdenden Al^{3+} Al-Hydroxykationen (z.B. $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$) (Ulrich et al. 1979, S. 191 ff; Schwertmann et al. 1987; Blaser et al. 2008) (Reaktion b in Abb. 18). Diese Al-Hydroxykationen sind in der Lage durch Einlagerung in die Zwischenschichten der Tonminerale deren permanente Ladung zu neutralisieren (Schwertmann et al. 1987), was die KAK reduziert (Butz-Braun 1992) (Reaktion c in Abb. 18). Dieser Prozess ist jedoch reversibel, da bei einem weiteren Absinken des pH-Wertes ($< 4,2$) eine stärkere Protonierung (Pufferreaktion) der polymeren Al-Hydroxykationen erfolgt (Ulrich et al. 1979, S. 194),

Abbildung 18

Schematische Darstellung der Zwischenformen und Puffer-Reaktionen von Aluminium (aus: Ulrich et al. 1979, S. 185)



was in den Zwischenschichten zu einer Aufweitung und einem Wiederanstieg der KAK führt (Veerhoff & Brümmer 1992; Mareschal et al. 2012) (Reaktion d in Abb. 18). Die verschiedenen Al-Verbindungen puffern Protonen schnell ab und besitzen zudem eine große Pufferkapazität, sodass trotz fortschreitender Versauerung der pH-Wert über längere Zeit stabil bleiben kann (vgl. Blaser et al. 2008).

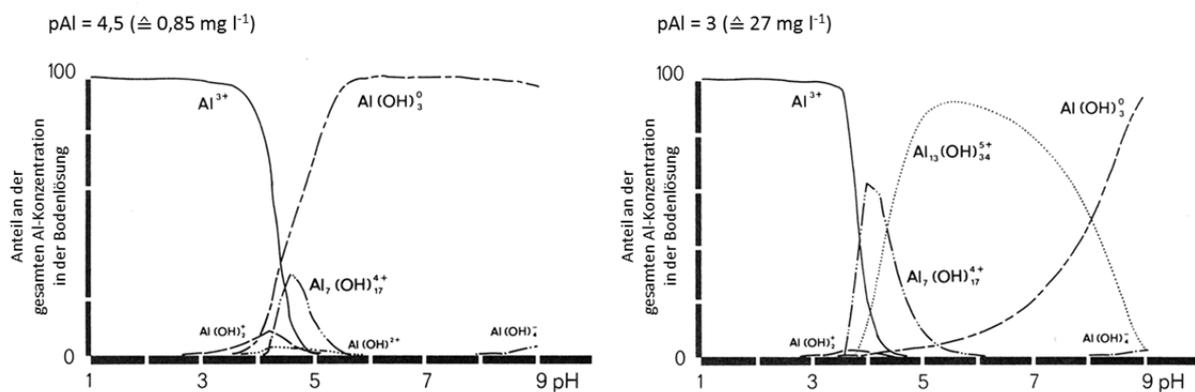
Zusätzlich findet eine Festlegung der Al-Hydroxykationen in der Bildung von Aluminium-Hydroxosulfat statt [23] (Reaktion e in Abb. 18), was an Oberflächen adsorbiert (Ziechmann & Müller-Wegener 1990, S. 226) und somit im Boden gespeichert werden kann, allerdings nur in einem engen pH-Wertbereich von 4,2 - 4,5 stabil ist (Prenzel & Meiwes 1994). Ein Anstieg sowie Absinken des pH-Wertes hat somit eine Freisetzung von SO_4^{2-} zur Folge [24]. Die Al-Auswaschung steigt bei einem Absinken des pH-Wertes an, da keine Al-Hydroxide mehr gebildet werden und Al^{3+} frei in der Bodenlösung vorliegt. Diese Bildung von Aluminium-Hydroxosulfat stellt eine Zwischenspeicherung der Säurebelastung im pH-Wertbereich von 4,2 - 4,5 dar.



Die verschiedenen Al-Formen kommen unter einem pH-Wert von 5 alle in der Bodenlösung vor, jedoch hängt ihr Anteil von der Al-Konzentration ab und verschiebt sich mit sinkendem pH-Wert hin zu Al^{3+} (Abb. 19).

Abbildung 19

Schematische Darstellung des Anteils der Al-Formen an der Al-Konzentration im Bodenwasser in Abhängigkeit vom pH Wert für zwei unterschiedlich hohe Al Konzentrationen (pAl 3 und pAl 4,5) (aus: Ulrich et al. 1979, S. 186).



Steigende Konzentrationen von Al^{3+} in der Bodenlösung bewirken zudem, dass am Austauschergebundene M_b -Kationen abgetauscht werden, welche zusammen mit dem Anion der protonenliefernden Säure im Sickerwasserstrom ausgewaschen werden (Matzner 1985a). Dies tritt auch bei der Einlagerung von Al-Hydroxykationen in den Zwischenschichten durch die damit verbundene Verdrängung von M_b -Kationen auf (Veerhoff et al. 1996). Dadurch sinkt die

Basensättigung und steigt der Austrag an M_b -Kationen mit dem Sickerwasser. Die Verdrängung der M_b -Kationen stellt allerdings keine Pufferung der Säure dar (Schwertmann et al. 1987), sondern kann als Indiz für eine stattfindende Pufferung durch Al gewertet werden [25]. Vereinfacht über alle Zwischenschritte kann die puffernde Wirkung von Al, wenn dieses ausgewaschen wird, wie folgt dargestellt werden (Ulrich et al. 1979):



Bei steigendem pH-Wert werden Al^{3+} -Ionen, wenn sie in die Bodenlösung gelangen, wieder hydrolysiert, wodurch erneut H^+ frei wird [22]. Durch dieses Verhalten werden Al, Fe und Mn als säurebildende Kationen (M_a) bezeichnet, da ihre Bindung an der Bodenfestphase eine potentielle Versauerung bedeutet (Ulrich 1986a).

3.2.3.3 Pufferung durch Mangan

Ab einem pH-Wert kleiner 5 tragen auch Mn-Oxide zur Pufferung bei (Ulrich 1986a). Wegen der geringeren Kapazität dieser Pufferung ist jedoch ein schnelles Absinken des pH-Wertes bis hin zu 4,2 zu beobachten (Abb. 15). Mit sinkendem pH-Wert steigt die Löslichkeit von Mn (Abb. 16) (Sanders 1983), was zu einem Mn-Austrag aus dem Ökosystem mit dem Sickerwasser und damit zu einer Entmanganisierung der Böden führt (Ellenberg et al. 1986, S. 414). Dies zeigt sich an den austauschbaren Mn-Vorräten, welche zu Beginn der Mn-Pufferung zunehmen und im weiteren Verlauf der Versauerung wieder zurückgehen (vgl. Ulrich 1986a). Zudem kann die höhere Mn-Löslichkeit die Mn-Aufnahme der Vegetation erhöhen (Kazda & Zvacek 1989).

3.2.3.4 Pufferung durch Eisen

Fe(III)-Oxide tragen unter aeroben Verhältnissen erst bei einem pH-Wert < 3 maßgebend zur Säurepufferung bzw. zur $\text{SNK}_{\text{pH}<3}$ bei (van Breemen et al. 1983) [26], wobei eine beginnende Auflösung bereits ab pH 3,8 zu beobachten ist (Ulrich 1986a).



Im Fe-Pufferbereich ist H^+ am Austauscher zu finden, jedoch werden noch 99 % der H^+ -Ionen selbst bei $\text{pH} < 3$ durch die Reaktionen [17 - 25] gepuffert (van Breemen et al. 1983). Durch die Fe-Lösung und -Verlagerung findet die als Podsolierung angesprochene Farbveränderung der Bodenhorizonte statt.

4 Ergebnisse

4.1 Bodenfestphase

4.1.1 SNK des Mineralbodens

Anhand der Befunde der im Zuge der quantitativen Mineralanalysen erfolgten Röntgenfluoreszenz-Analysen (Anhang A: Tab. 93) kann für die Versuchsanlagen die SNK des Mineralbodens berechnet werden (van Breemen et al. 1983) (Tab. 15, Tab. 16). Als Ziel-pH-Wert wurde nach van Breemen et al. (1983) einmal ein pH-Wert von 3, bei dem die SNK der Al-Oxide berücksichtigt wird, und ein pH-Wert von 5, somit ohne Al_2O_3 (Ulrich 1981; Blaser et al. 2008), angenommen. Fe_2O_3 trägt erst unterhalb eines pH-Wertes von 3 verstärkt zur Säurepufferung bei (Ulrich 1986a), sodass es nicht in die Berechnung mit einbezogen wurde. Das Gewicht des Feinbodens wurde um den Anteil der organischen Substanz reduziert und auch der Anteil der organischen Substanz an der SNK nicht berücksichtigt. Der Vergleich zwischen $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ und $\text{SNK}_{\text{pH}3}$ macht deutlich, wie groß die Pufferkapazität des Al-Pufferbereichs verglichen mit der im pH-Wertebereich von 6,2 bis 5 hauptsächlich puffernden Silikatverwitterung ist. Dies erklärt, dass trotz hoher Säurebelastung der pH-Wert im Bereich des Al-Puffers über längere Zeit relativ stabil bleiben kann.

Durch die Kalkung wird die SNK des Bodens auf den Kalkungsvarianten erhöht (Tab. 17). Bezogen auf die $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ bis 60 cm Tiefe (Tab. 15) fällt der Anstieg selbst bei der hochdosierten Variante 8 gegenüber der Kontrolle je nach Versuchsfläche mit 7 - 12 % jedoch vergleichsweise gering aus. Wird jedoch berücksichtigt, dass die deponierten Säuren verstärkt im Oberboden abgepuffert werden und die SNK-Erhöhung der Kalkung mit der $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ bis 10 cm Tiefe (Tab. 16) verglichen, sorgt die einer Praxis-Kalkung entsprechenden Dosierung von 3 t Dolomit ha^{-1} der Variante 1 zu einem Anstieg von 11 - 18 % und die hohe Dosierung der Variante 8 zu einem Anstieg von 67 - 105 % gegenüber der $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ bis 10 cm der Kontrolle.

Auffallend ist, dass bei allen Standorten, trotz eines pH-Wertes < 5 (Tab. 19), die $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ noch größer Null ist. Erklärbar ist dies durch die geringe Geschwindigkeit der Pufferreaktionen (Ulrich 1986a) und durch Oxide, die im Innern der Minerale vorliegen und durch diese räumliche Abgrenzung von den Pufferreaktionen ausgeschlossen sind (van Breemen et al. 1983). Die Zunahme der $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ pro kg Feinboden mit zunehmender Bodentiefe in AD und IO zeigt, dass die Pufferkapazität des Oberbodens stärker abgenommen hat als die des tieferen Mineralbodens (Tab. 18). In HS hingegen sorgt der hohe Anteil an nahezu nicht verwitterbarem Quarz für eine annähernd gleichbleibende $\text{SNK}_{\text{pH}5}$ pro kg Feinboden.

Tabelle 15

SNK des Feinbodens ohne organische Substanz bis 60 cm Tiefe der Kontrolle der drei Versuchsflächen. Für einen Ziel pH von 3 wird die SNK aller aufgeführten Oxide aufsummiert, für einen Ziel pH von 5 hingegen Al_2O_3 nicht berücksichtigt. S- und Cl-haltige Minerale (vgl. [14]) sind auf keiner der drei Versuchsflächen vorhanden.

Oxid [keq ha^{-1}]	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Al_2O_3	31762	33437	15486
MnO_2	60	71	9
MgO	848	900	124
CaO	455	322	28
Na_2O	604	706	152
K_2O	2035	2362	2432
P_2O_5	-93	-94	-93
$\text{SNK}_{\text{pH}3}$ [keq ha^{-1}]	35671	37703	18138
$\text{SNK}_{\text{pH}5}$ [keq ha^{-1}]	3909	4265	2652

Tabelle 16

SNK des Feinbodens ohne organische Substanz bis 10 cm Tiefe der Kontrolle der drei Versuchsflächen. Für einen Ziel pH von 3 wird die SNK aller aufgeführten Oxide aufsummiert, für einen Ziel pH von 5 hingegen Al_2O_3 nicht berücksichtigt. S- und Cl-haltige Minerale (vgl. [14]) sind auf keiner der drei Versuchsflächen vorhanden.

Oxid [keq ha^{-1}]	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Al_2O_3	3752	3810	1530
MnO_2	4	6	1
MgO	79	93	9
CaO	61	39	8
Na_2O	76	82	19
K_2O	252	240	263
P_2O_5	-16	-20	-12
$\text{SNK}_{\text{pH}3}$ [keq ha^{-1}]	4208	4250	1818
$\text{SNK}_{\text{pH}5}$ [keq ha^{-1}]	456	440	288

Tabelle 17

SNK der ausgebrachten Kalke und Dünger der drei Versuchsflächen.

Oxid [keq ha^{-1}]	1 3 t ha^{-1}	3 3 t ha^{-1} +P	6 5 t ha^{-1}	7 9 t ha^{-1}	8 15 t ha^{-1} +P
MgO	21	21	35	73	119
CaO	30	32	50	90	190
K_2O	0	0	0	2	1
SO_3	0	0	0	-13	0
P_2O_5	0	-1	0	0	-5
$\text{SNK}_{\text{pH}3/5}$ [keq ha^{-1}]	51	53	85	153	304

Tabelle 18

SNK_{pH5} pro kg Feinboden der beprobten Tiefenstufen. Die Zunahme der SNK_{pH5} pro kg Feinboden mit zunehmender Bodentiefe in AD und IO zeigt, dass die Pufferkapazität des Oberbodens stärker abgenommen hat als die des tieferen Mineralbodens. In HS hingegen sorgt der hohe Anteil an nahezu nicht verwitterbarem Quarz für eine annähernd gleichbleibende SNK_{pH5} pro kg Feinboden.

Tiefenstufe	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
0-2	0,85	0,95	0,43
2-5	0,97	1,00	0,50
5-10	0,93	1,06	0,42
10-30	1,04	1,17	0,45
30-60	1,15	1,23	0,42
60-90	-	-	0,43

4.1.2 pH-Wert

Die Kontrollen aller Versuchsflächen zeigen mit zunehmender Bodentiefe einen Anstieg des pH-Werts (CaCl₂) von unter 3 in der Humusauflage und dem A-Horizont bis hin zu 4,0 in IO und bis 4,2 in AD und HS im tiefsten beprobten Mineralbodenhorizont (Tab. 19). Im Oberboden befindet sich die Kontrolle somit im Übergangsbereich zwischen Aluminium- und Eisen-Pufferbereich (Ulrich 1986a) (Abb. 20). Die gemessenen pH-Werte stimmen mit der schematischen Darstellung zur Auswirkung von versauernd wirkenden Verbindungen aus Schulze et al. (2005) überein (Abb. 17). Die in der Abb. 17 abgebildete Versauerungsfront liegt auf den drei Versuchsflächen tiefer als der unterste beprobte Horizont, was eine typische Situation für Standorte auf diesen Ausgangssubstraten darstellt (vgl. Block et al. 1996).

Der pH-Wert der Kalkungsvarianten liegt 22 Jahre nach der Kalkung in der Humusauflage und in den beiden oberen Mineralbodenhorizonten zumeist über dem pH-Wert der Kontrolle. Die deutlichsten Unterschiede in der Humusauflage und in dem obersten Mineralbodenhorizont finden sich in HS, wobei allerdings schon im Bvhs kein Unterschied gegenüber der Kontrolle mehr zu beobachten ist. IO weist sowohl einen deutlichen pH-Anstieg im Oberboden sowie bei den Varianten 6, 7 und 8 eine leichte Erhöhung bis zum Bv2-Horizont auf. Ab einer Tiefe von 30 cm ist auf keiner der Versuchsflächen eine Anhebung des pH-Wertes durch die Kalkung zu erkennen.

Der pH(CaCl₂) liegt meist unter dem pH(H₂O). Er wurde verwendet, da er Informationen über Zustand der Bodenfestphase liefert, indem durch die salzhaltige Suspension auch am Austausch gebundene M_a-Kationen in Lösung gehen (Meiwes et al. 1984; Ulrich 1986a) (vgl. [22]). Der in wässriger Lösung gemessene pH(H₂O) hingegen entspricht dem in der Bodenlösung aktuell vorhandenen pH-Wert und kann je nach aktuell ablaufenden, puffernd oder versauernd wirkenden Prozessen schwanken (Meiwes et al. 1986).

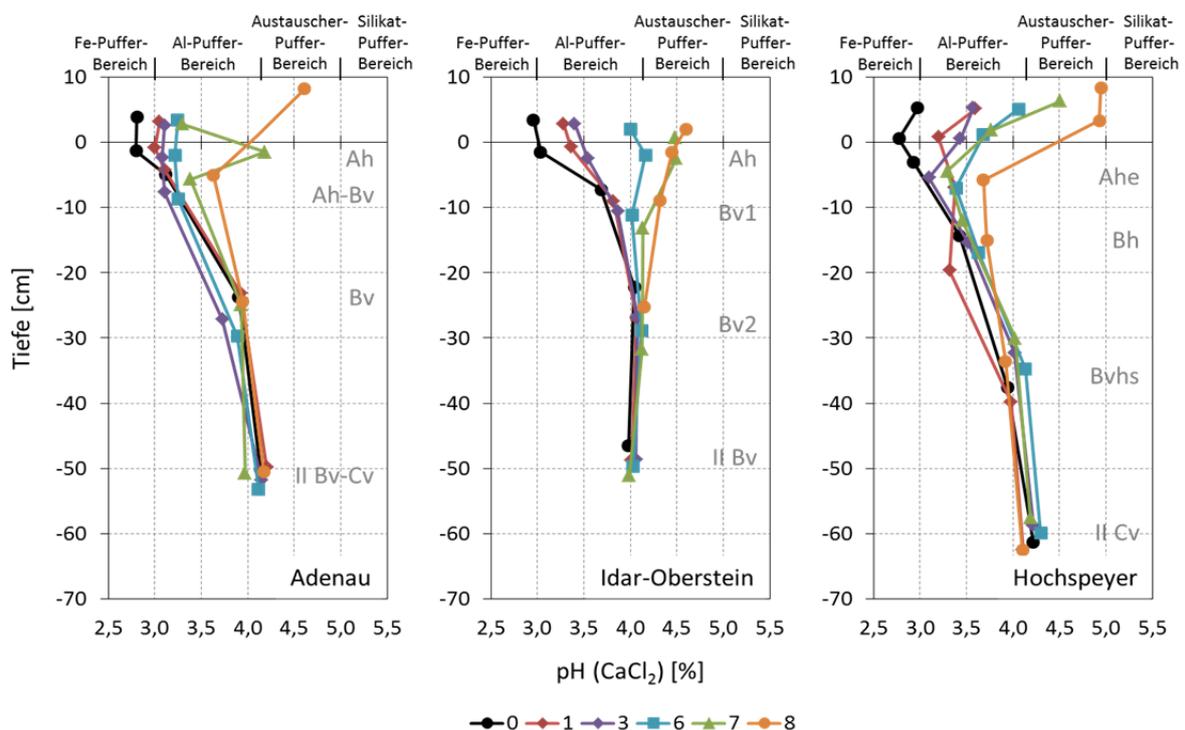
Tabelle 19

pH (CaCl₂) der im Frühjahr 2011 beprobten Horizonte der drei Versuchsanlagen. Angegeben ist der Mittelwert und bei n > 2 die Standardabweichung der Einzelproben. Für Horizonte mit signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten sind diese durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

	0	1	3	6	7	8	
Adenau	Humus	2,81 ± 0,09 a	3,05 ± 0,10 ab	3,11 ± 0,11 ab	3,25 ± 0,18 b	3,30 ± 0,29 b	-
	Oh-Ah	-	-	-	-	-	4,61 ± 0,01
	Ah	2,80 ± 0,06 a	3,00 ± 0,11 ab	3,08 ± 0,35 ab	3,22 ± 0,12 ab	4,19 ± 0,39 b	-
	Ah-Bv	3,12 ± 0,39 a	3,11 ± 0,04 ab	3,11 ± 0,08 ab	3,25 ± 0,16 ab	3,39 ± 0,13 ab	3,63 ± 0,29 b
	Bv	3,90 ± 0,04	3,93 ± 0,03	3,73 ± 0,20	3,89 ± 0,11	3,93 ± 0,12	3,95 ± 0,09
	II Bv-Cv	4,14 ± 0,01	4,21	4,15	4,12	3,97	4,17
Idar-Oberstein	Humus	2,96 ± 0,17 a	3,28 ± 0,09 ab	3,40 ± 0,32 ab	4,18 ± 0,13 ab	4,48 ± 0,18 b	4,25 ± 0,30 b
	Oh-Ah	-	-	-	3,73 ± 0,28	-	5,02 ± 0,48
	Ah	3,03 ± 0,20 a	3,36 ± 0,10 ab	3,54 ± 0,11 ab	4,17 ± 0,63 ab	4,49 ± 0,24 b	4,45 ± 0,47 b
	Bv1	3,69 ± 0,12 a	3,82 ± 0,07 ab	3,87 ± 0,03 ab	4,02 ± 0,13 ab	4,14 ± 0,08 b	4,32 ± 0,29 b
	Bv2	4,05 ± 0,05	4,07 ± 0,03	4,08 ± 0,04	4,12 ± 0,09	4,13 ± 0,06	4,15 ± 0,03
	II Bv	3,98	4,02	4,06 ± 0,07	4,03	3,99	-
Hochspeyer	Humus	2,98 ± 0,08 a	3,60 ± 0,25 ab	3,57 ± 0,43 ab	4,06 ± 0,32 ab	4,51 ± 0,51 b	4,95 ± 0,65 b
	Oh-Ah	2,78 ± 0,03 a	3,20 ± 0,18 ab	3,44 ± 0,48 ab	3,68 ± 0,61 ab	3,77 ± 0,55 ab	4,93 ± 0,85 b
	Ahe	2,93 ± 0,17 a	3,38 ± 0,27 ab	3,10 ± 0,16 ab	3,39 ± 0,10 ab	3,29 ± 0,08 ab	3,68 ± 0,41 b
	Bh	3,43 ± 0,36	3,32 ± 0,13	3,52 ± 0,16	3,63 ± 0,13	3,46 ± 0,14	3,72 ± 0,33
	Bvhs	3,94 ± 0,22	3,98 ± 0,07	4,02 ± 0,13	4,13 ± 0,12	4,02 ± 0,04	3,92 ± 0,32
	II Cv	4,22 ± 0,03	4,11 ± 0,09	4,22 ± 0,04	4,30 ± 0,09	4,19 ± 0,06	4,11 ± 0,06

Abbildung 20

Änderung des pH (CaCl₂) mit zunehmender Bodentiefe der drei Versuchsanlagen. Dargestellt ist der Mittelwert des pH (CaCl₂) und der mittleren Horizonttiefe der vier im Frühjahr 2011 gewonnenen Mischproben pro Variante



4.1.3 Effektive Kationenaustauschkapazität

Die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) entspricht der Summe aller negativer Ladungen bei aktuellem pH-Wert, welche als Bindungsplätze für Kationen dienen (Scheffer et al. 2002, S. 110). In der Humusaufgabe ist die KAK_{eff} der drei Versuchsflächen durch die große Anzahl an Bindungsplätze in der organischen Substanz deutlich höher als im Mineralboden (Abb. 21). Durch die Kalkung wird, mit Ausnahme der Variante 1 und 3 in IO, die KAK_{eff} in der Humusaufgabe und im oberen Mineralboden erhöht (Tab. 20), da durch den Anstieg des pH-Werts eine De-Protonierung des Austauschers und damit ein Anstieg der variablen Ladung erfolgt (Veerhoff et al. 1996; Scheffer et al. 2002, S. 104). Tiefere Bodenhorizonte werden hingegen nicht beeinflusst. HS weist im Mineralboden eine deutlich geringere KAK_{eff} auf als AD und IO, was durch die Bodenart (SI3/SI4) bedingt ist.

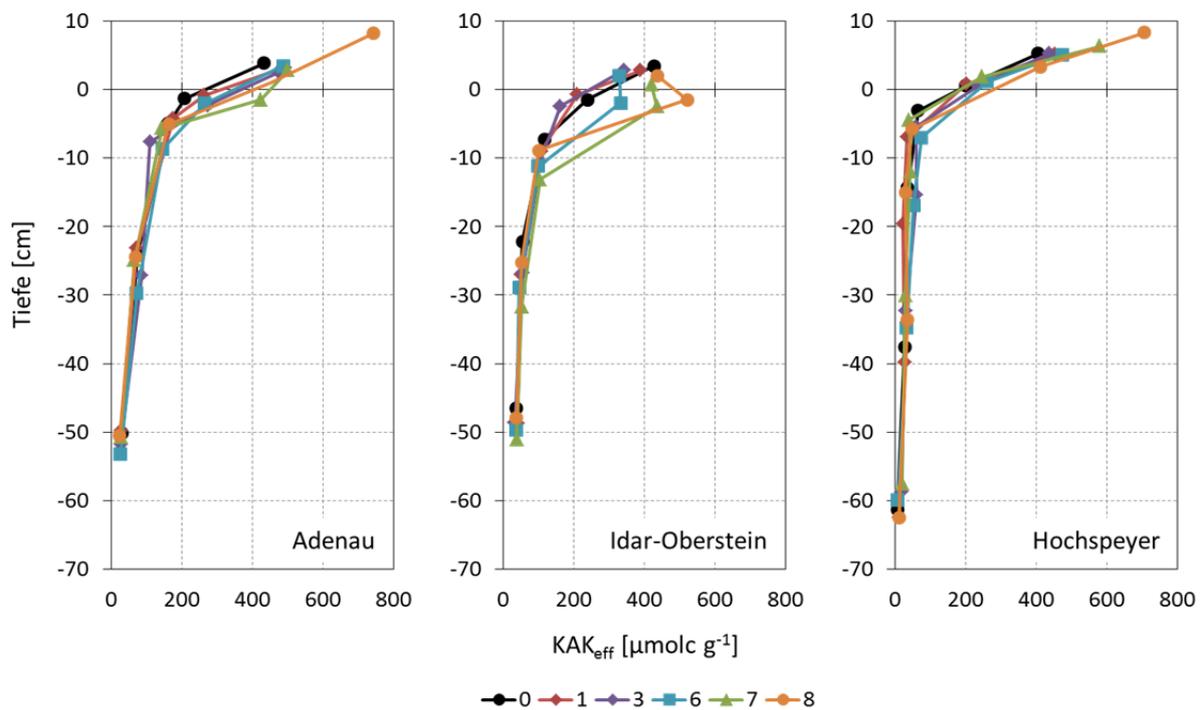
Tabelle 20

Effektive Kationenaustauschkapazität [$\mu\text{eq g}^{-1}$] der im Frühjahr 2011 beprobten Horizonte der drei Versuchsflächen. Angeben ist der Mittelwert und bei $n > 2$ die Standardabweichung der Einzelproben. Für Horizonte mit signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten sind diese durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

		0	1	3	6	7	8
Adenau	Humus	433 ± 34 a	492 ± 19 b	475 ± 27 ab	487 ± 38 ab	500 ± 28 b	-
	Oh-Ah	-	-	-	-	-	742 ± 97
	Ah	209 ± 32 a	263 ± 32 ab	274 ± 53 ab	266 ± 148 ab	424 ± 143 b	-
	Ah-Bv	162 ± 58	176 ± 45	110 ± 17	146 ± 9	144 ± 32	164 ± 22
	Bv	76 ± 7	73 ± 7	87 ± 18	73 ± 12	66 ± 11	69 ± 11
	II Bv-Cv	30 ± 3	29	27	27	28	25
Idar-Oberstein	Humus	428 ± 23	389 ± 46	344 ± 48	341 ± 42	421 ± 47	370 ± 9
	Oh-Ah	-	-	-	319 ± 35	-	504 ± 255
	Ah	239 ± 31 ab	210 ± 36 ab	163 ± 58 b	334 ± 68 ab	437 ± 39 a	521 ± 212 ab
	Bv1	118 ± 10	108 ± 11	106 ± 11	100 ± 14	105 ± 21	102 ± 7
	Bv2	55 ± 4	52 ± 2	55 ± 7	47 ± 2	54 ± 5	53 ± 2
	II Bv	38	41	34 ± 9	38	39	-
Hochspeyer	Humus	405 ± 35 a	454 ± 50 ab	437 ± 109 ab	474 ± 157 ab	580 ± 88 ab	706 ± 193 b
	Oh-Ah	202 ± 22	203 ± 58	236 ± 41	261 ± 70	246 ± 99	412 ± 125
	Ahe	66 ± 18	34 ± 4	60 ± 13	75 ± 63	41 ± 25	48 ± 24
	Bh	36 ± 8	24 ± 12	61 ± 10	53 ± 24	44 ± 16	30 ± 9
	BvhS	28 ± 10	28 ± 7	32 ± 7	34 ± 12	30 ± 7	36 ± 6
	II Cv	7 ± 2	13 ± 1	19 ± 13	9 ± 2	21 ± 10	12 ± 0

Abbildung 21

Tiefenverlauf der KAK_{eff} der Varianten der drei Versuchsanlagen. Dargestellt ist der Mittelwert der KAK_{eff} der vier im Frühjahr 2011 gewonnenen Mischproben pro Variante in der mittleren Horizonttiefe



4.1.4 Basensättigung

Die Basensättigung (BS) gibt den Anteil an M_b -Kationen an der KAK_{eff} an (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005). Alle Standorte weisen eine Abnahme der Basensättigung mit zunehmender Tiefe auf (Abb. 22). Die Kalkung führt zu einer Erhöhung der BS, die für die Humusaufgabe und den Mineralboden bis 25 cm Tiefe eine deutliche Abhängigkeit mit der ausgebrachten Menge zeigt (Tab. 21). Im tieferen Mineralboden finden sich einzig in HS noch Unterschiede zwischen der Kontrolle und den Kalkungsvarianten. In IO fallen die geringen Unterschiede zwischen Kontrolle und Variante 1 und 3 auf. Variante 6 und 8 hingegen zeigen einen stärkeren Anstieg der BS. Wie schon die Messungen des pH-Wertes passt auch der Tiefenverlauf der Basensättigung zu der schematischen Darstellung hinsichtlich Auswirkung von versauernd wirkenden Verbindungen aus Schulze et al. (2005, S. 408) (Abb. 17).

Im tieferen Mineralboden sind 22 Jahre nach der Kalkung nur geringe Unterschiede zwischen der Kontrolle und der Kalkungsvarianten zu erkennen, die sich jedoch aufgrund des hohen Feinbodenvorrats stark auswirken, wenn die gewichtsbezogene Gesamt-Basensättigung des Bodens nach Blaser et al. (2008) berechnet wird (Tab. 22). Die Gesamt-Basensättigung ist der mit M_b -Kationen belegte Anteil der auf den Feinbodenvorrats bezogenen gesamten effektiven

Kationenaustauschkapazität. Die Kontrolle in AD weist dabei die niedrigste Sättigung auf. Werden die Varianten der drei Versuchsflächen miteinander verglichen, weist HS stets die höchste Gesamt-Basensättigung auf, die bei der Variante 1 bereits als mittel eingestuft wird.

Tabelle 21

Basensättigung [%] der im Frühjahr 2011 beprobten Horizonte der drei Versuchsflächen. Angegeben ist der Mittelwert und bei $n > 2$ die Standardabweichung der Einzelproben. Für Horizonte mit signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten sind diese durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

	0	1	3	6	7	8	
Adenau	Humus	25,9 ± 5,4 a	46,0 ± 5,8 ab	47,6 ± 6,3 ab	57,3 ± 15,9 b	60,1 ± 18,4 b	-
	Oh-Ah	-	-	-	-	-	98 ± 0,7
	Ah	10,3 ± 3,7 a	40,8 ± 15,5 ab	44,8 ± 19,7 ab	46,9 ± 25,8 ab	94,4 ± 2,4 b	-
	Ah-Bv	4,0 ± 1,4 a	13,0 ± 2,7 ab	17,1 ± 8,8 ab	15,0 ± 5,4 ab	37,4 ± 4,8 b	49,3 ± 10,6 b
	Bv	2,8 ± 0,1 a	5,4 ± 1,1 ab	5,4 ± 1,9 ab	6,5 ± 1,3 ab	10,3 ± 3,5 b	11,4 ± 0,6 b
	II Bv-Cv	7,7 ± 1,8	7,2	8,2	8,9	9,2	12,1
Idar-Oberstein	Humus	26,9 ± 7,8 a	33,9 ± 8,1 ab	26,9 ± 10,6 ab	69,7 ± 5,3 b	80,3 ± 2,4 b	79,5 ± 6,3 b
	Oh-Ah	-	-	-	58,1 ± 8,5	-	93,8 ± 2,5
	Ah	6,3 ± 1,7 a	16,8 ± 3 ab	12,2 ± 9,8 ab	76,6 ± 20,2 b	88,6 ± 0,7 b	88,4 ± 8,7 b
	Bv1	3,4 ± 1,2 a	6,4 ± 1,1 ab	6,6 ± 1,6 ab	14,4 ± 4,4 ab	26,9 ± 4 b	42 ± 24,2 b
	Bv2	4,6 ± 0,9 a	6,7 ± 1,0 ab	6,6 ± 1,3 ab	8,6 ± 0,9 ab	10,2 ± 1,3 b	12,1 ± 2,4 b
	II Bv	8,4	7,9	9,3 ± 1,4	8,3	8,0	-
Hochspeyer	Humus	41,3 ± 4,7 a	76,1 ± 10,0 ab	72,4 ± 17,9 ab	85,3 ± 9,8 ab	94,6 ± 4,0 b	96,2 ± 2,7 b
	Oh-Ah	15,9 ± 6,0 a	49,6 ± 11,8 ab	57,7 ± 22,7 ab	72,1 ± 26,0 ab	71,3 ± 19,8 ab	93,6 ± 12,3 b
	Ahe	10,3 ± 4,3 a	31,0 ± 6,3 ab	21,8 ± 4,7 ab	37,0 ± 22,2 ab	31,8 ± 15,3 ab	63,3 ± 17,7 b
	Bh	5,7 ± 1,3 a	15,6 ± 4,7 ab	8,7 ± 2,7 ab	20,7 ± 10,1 ab	22,3 ± 8,8 ab	33 ± 16,3 b
	Bvhs	5,3 ± 2,2 a	8,5 ± 2,0 ab	8,2 ± 3,0 ab	13,4 ± 6,2 ab	11,1 ± 3,8 ab	21,5 ± 18,1 b
	II Cv	11,2 ± 3,2	11,4 ± 2,5	9,0 ± 2,1	20,8 ± 16,8	17,1 ± 10,2	7,7 ± 3,1

Abbildung 22

Tiefenverlauf der Basensättigung der drei Versuchsanlagen. Dargestellt sind die Mittelwerte der Basensättigung und der mittleren Horizonttiefe der im Frühjahr 2011 vier gewonnenen Mischproben pro Variante

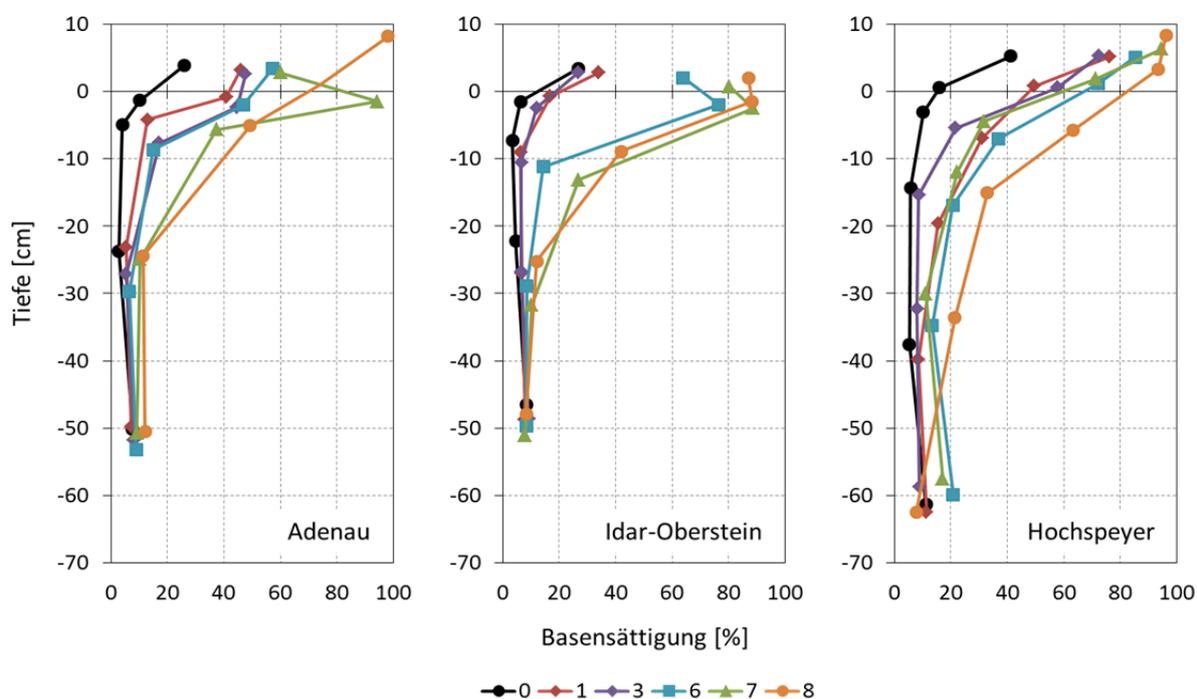


Tabelle 22

Gesamt-Basensättigung [%] und Basensättigungs-Status des Bodens nach Blaser et al. (2008) (<5 = sehr niedrig (--); 5-15 = niedrig (-); 15-50 = mittel (0); 50-85 = hoch (+); >85 = sehr hoch (++)) für die Varianten der drei Versuchsfelder.

	0	1	3	6	7	8
Adenau	5,3 (--)	9,4 (-)	11,2 (-)	13,2 (-)	19,2 (0)	26,4 (0)
Idar-Oberstein	7,3 (-)	8,3 (-)	8,9 (-)	17,5 (0)	20,1 (0)	24,5 (0)
Hochspeyer	7,7 (-)	19,1 (0)	13,6 (-)	25,9 (0)	24,8 (0)	39,8 (0)

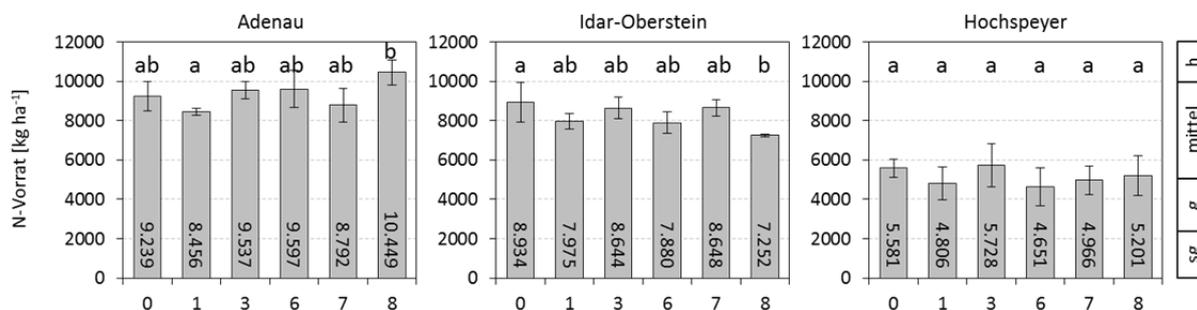
4.1.5 Elementvorräte

4.1.5.1 Stickstoff

Die N-Vorräte in Humusaufgabe und Mineralboden bis 60 cm Tiefe liegen in AD zumeist oberhalb der Vorräte in IO und HS (Abb. 23). Unterschiede zwischen den Varianten einer Versuchsfelder sind zwar erkennbar, jedoch nur in AD und IO in einzelnen Fällen signifikant. Die Unterschiede zwischen den Versuchsfeldern sind signifikant ($p < 0,01$), wenn die Vorräte aller Parzellen einer Versuchsfelder miteinander verglichen werden (Daten nicht gezeigt).

Abbildung 23

Mittelwerte mit Standardabweichung der N-Vorräte (0-60 cm) der drei Versuchsanlagen. Die Einstufung (sehr gering, gering, mittel, hoch) wurde anhand der in Block & Gauer (2012) festgelegten Einteilungen für die BZE Punkte in Rheinland-Pfalz vorgenommen. Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfäche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet

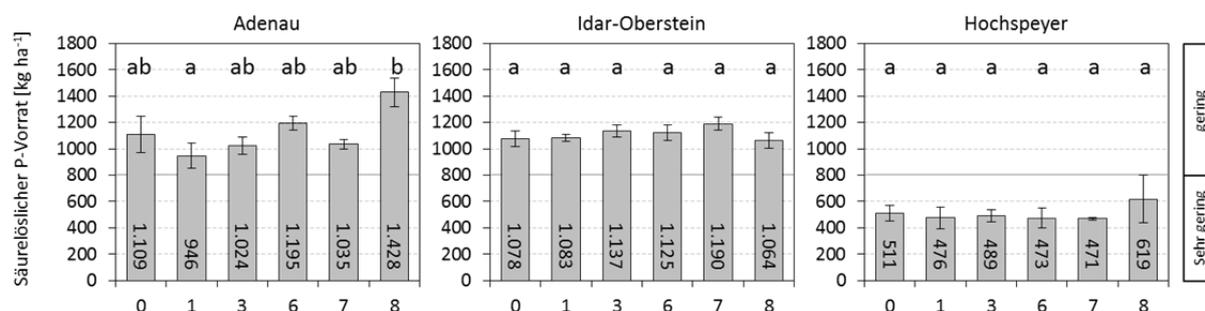


4.1.5.2 Phosphor

Die P-Vorräte aller Varianten in AD und IO werden als gering eingestuft, HS sogar als sehr gering (Abb. 24). Die P-Düngung der Variante 3 (und in HS der Variante 7) ist auf keiner der Versuchsfächen zu erkennen, in AD und HS sind allerdings die P-Vorräte der Variante 8, die eine höher dosierte P-Düngung erhalten hat (vgl. Tab. 1), gegenüber den anderen Varianten erhöht.

Abbildung 24

Mittelwert und Standardabweichung der P Vorräte der Humusauflage und des Mineralbodens von 0-60 cm der Varianten der drei Versuchsfächen bewertet nach Riek & Wolff (2007). Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfäche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.



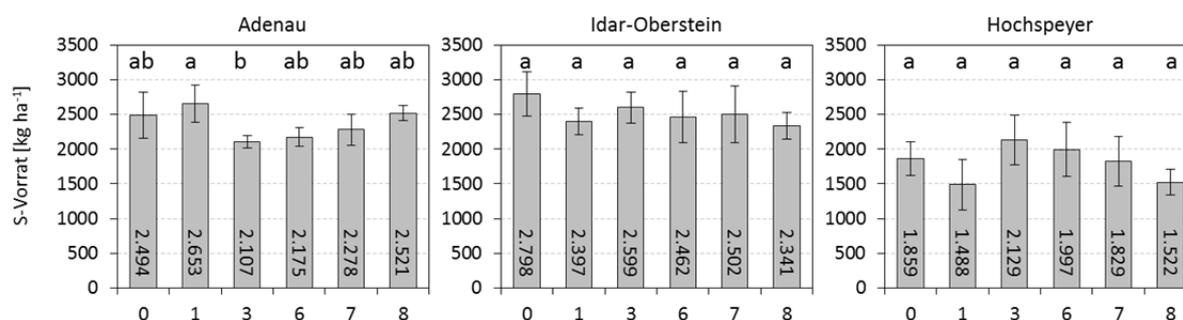
4.1.5.3 Schwefel

Bei den 2011 gewonnenen Bodenproben wurde auf eine Analyse der S-Konzentrationen verzichtet. Analysen für die Versuchsfächen liegen aber für die Jahre 2001 (AD), 2002 (IO) und 2003 (HS) vor. Eine eindeutige Reihung der S-Vorräte bedingt durch die Kalkungsmenge ist nicht zu erkennen (Abb. 25). In IO weist die Kontrolle verglichen mit den Kalkungsvarianten die höchsten S-Vorräte auf. Die S-Speicherfähigkeit eines Bodens hängt vom pH-Wert (Nodvin et al. 1986), von der Bodenart (Alewell 2001), der Mineralausstattung (Eriksson 1988) und dem Humusgehalt (Erkenberg et al.

1996) ab und ist in geologisch jungen Sandböden am niedrigsten (Alewell 2001). Von den drei Versuchsanlagen weist HS deutlich niedrigere S-Vorräte im Mineralboden als AD und IO auf.

Abbildung 25

Mittelwerte mit Standardabweichung der S-Vorräte der Humusauflage und des Mineralbodens von 0-60 cm der drei Versuchsanlagen. Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet



4.1.5.4 Austauschbare M_b-Kationen-Vorräte

Die austauschbaren Mg-Vorräte bis 60 cm Tiefe der Kontrolle aller Versuchsanlagen liegen im Bereich „gering“ (50 - 100 kg ha⁻¹) (Abb. 26), wenn die Kategorien nach Riek & Wolff (2007) herangezogen werden. Auch die austauschbaren Ca-Vorräte bewegen sich im Übergangsbereich der Kategorien „gering“ und „gering/mittel“ (200 – 400 / 400 - 800 kg ha⁻¹) (Abb. 27). Die austauschbaren K-Vorräte aller Flächen liegen im Bereich „sehr gering“ und „gering“ (Abb. 28).

Sowohl in AD als auch in HS lassen sich bei allen Kalkungsvarianten bei den 2011 genommenen Proben im Vergleich zur Kontrolle höhere austauschbare Mg- und Ca-Vorräte feststellen, die mit zunehmender Kalkdosis ansteigen (Abb. 26, Abb. 27). In IO liegen die Vorräte der mit 3 t ha⁻¹ behandelten Varianten 1 und 3 allerdings auf dem Niveau der Kontrolle und die Variante 8, die in AD und HS mit Abstand die höchsten Vorräte aufweist, liegt auf dem Niveau der Variante 7.

Die austauschbaren K-Vorräte der Kalkungsvarianten weisen keine signifikanten Unterschiede zu den K-Vorräten der Kontrolle auf, ausgenommen der hochdosierten Variante 8 in AD (Abb. 28). Die Natriumvorräte variieren in AD und IO zwischen 37 und 52 kg ha⁻¹, in HS liegen sie mit 24 bis 36 kg ha⁻¹ darunter (Abb. 29). Wie bei den K-Vorräten sind auch bei Na keine signifikanten Unterschiede zwischen den Kalkungsvarianten und der Kontrolle vorhanden.

Abbildung 26

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbare Mg-Vorräte der drei Versuchsflächen bewertet nach Riek & Wolff (2007) (gering, mittel, hoch). Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet

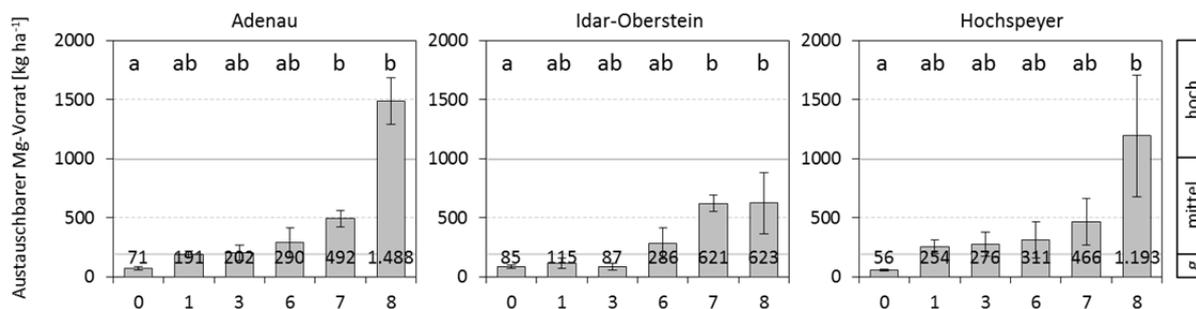


Abbildung 27

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbare Ca-Vorräte der drei Versuchsflächen bewertet nach Riek & Wolff (2007) (gering, mittel, hoch). Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

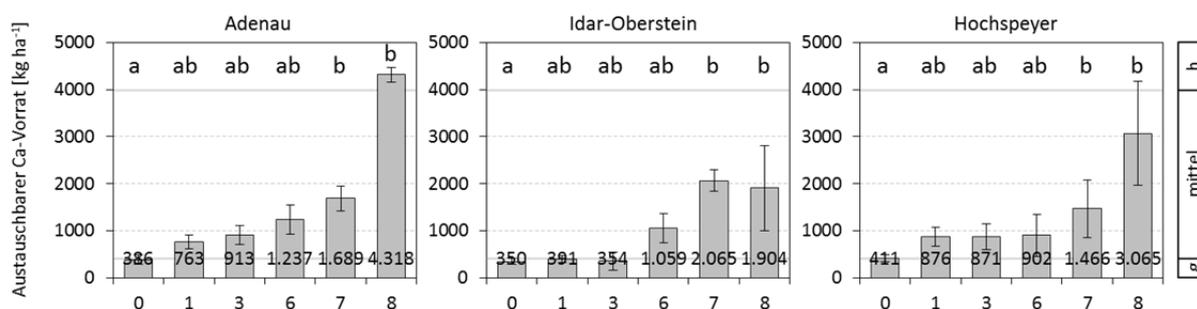


Abbildung 28

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbare K-Vorräte der drei Versuchsflächen bewertet nach Riek & Wolff (2007). Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

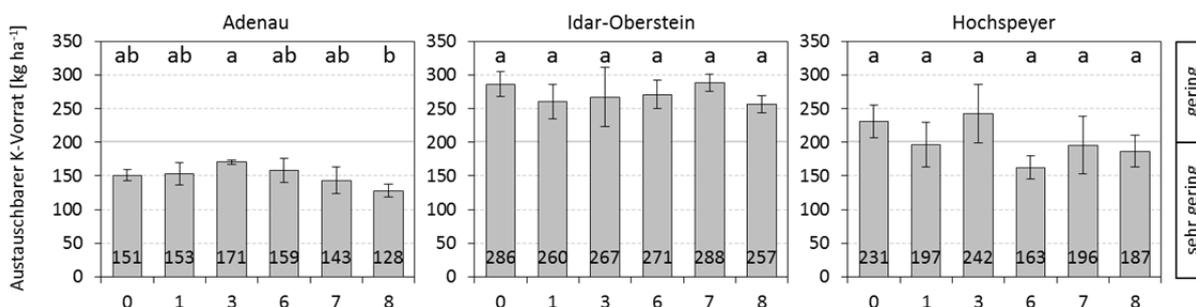
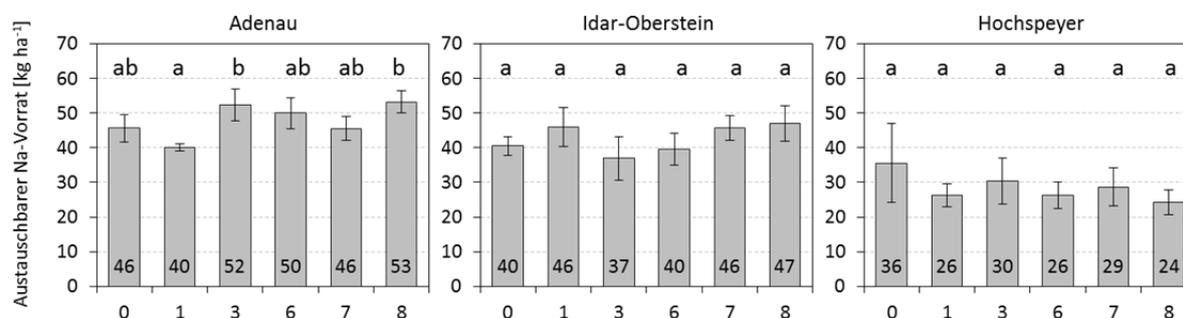


Abbildung 29

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Na-Vorräte der drei Versuchsanlagen. Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfeldfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.



4.1.5.5 Austauschbare M_a-Kationen-Vorräte

Auf allen Versuchsfeldflächen ist auf den Varianten mit hoher Kalkdosis (7 & 8) der austauschbare Al- und Fe-Vorrat gegenüber der Kontrolle und den Varianten mit niedriger Dosierung (0, 1, 3 & 6) reduziert (Abb. 30, Abb. 31). Eine Wirkung der niedriger dosierten Varianten ist lediglich anhand der gegenüber der Kontrolle reduzierten austauschbaren Fe-Vorräte in IO festzustellen. Die austauschbaren Fe-Vorräte der Kontrolle sind im landesweiten Vergleich (vgl. Block & Gauer 2012) als „hoch bis sehr hoch“ einzustufen.

Die austauschbaren Mn-Vorräte variieren deutlich zwischen den drei Versuchsfeldflächen (Abb. 32). HS weist, wie für Standorte auf Buntsandstein üblich, niedrige Mn-Vorräte auf, wohingegen IO im landesweiten Vergleich im Übergangsbereich zwischen „mittel“ und „hoch“ einzustufen ist (vgl. Block & Gauer 2012). Auf den Kalkungsvarianten ist mit steigender Kalkdosis tendenziell mehr austauschbares Mn in der Humusaufgabe und dem oberen Mineralboden vorhanden, was für eine stärkere Mn-Festlegung, bedingt durch die Anhebung des pH-Wertes (vgl. Abb. 16), spricht.

Abbildung 30

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Al-Vorräte der drei Versuchsanlagen. Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfeldfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

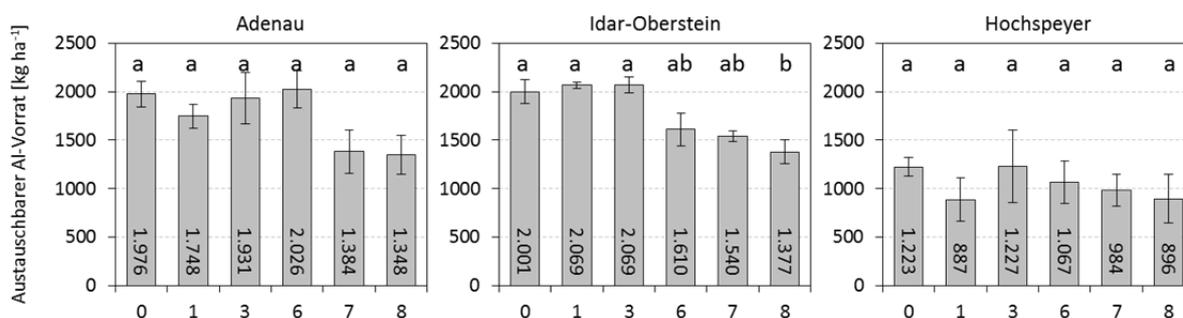


Abbildung 31

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Fe-Vorräte der drei Versuchsanlagen. Der angegebene Bewertungsmaßstab (gering, mittel, hoch, sehr hoch) basiert auf der Verteilung landesweiten im Zuge der BZE II erhobenen Vorräte (Block & Gauer 2012). Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

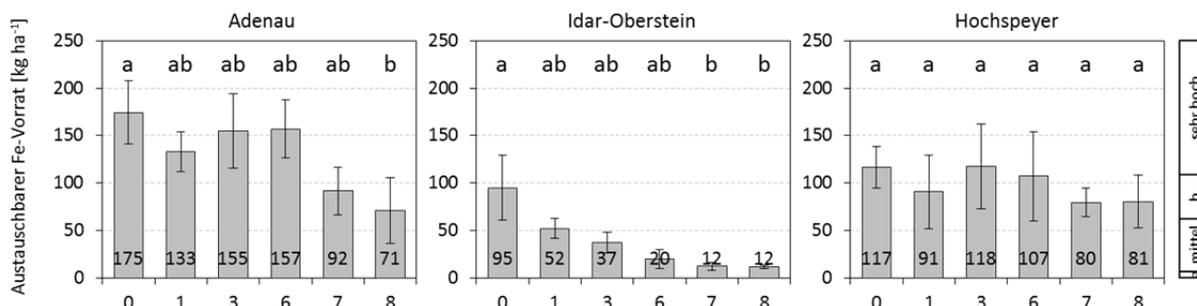
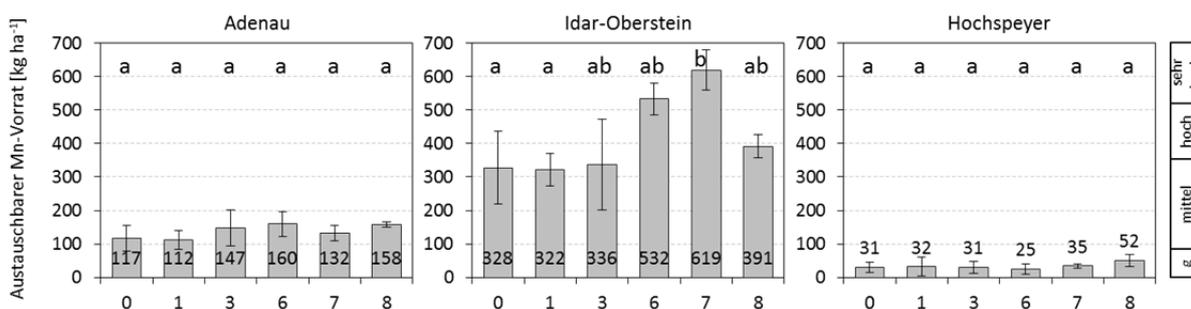


Abbildung 32

Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Mn-Vorräte der drei Versuchsanlagen. Der angegebene Bewertungsmaßstab (gering, mittel, hoch, sehr hoch) basiert auf der Verteilung landesweiten im Zuge der BZE II erhobenen Vorräte (Block & Gauer 2012). Signifikanten Unterschieden (Kruskal-Wallis-Test) zwischen den Varianten einer Versuchsfläche sind durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.



4.2 Sickerwasser

Im folgenden Kapitel sind die Element-Frachten im Sickerwasser der drei Versuchsflächen für den Beobachtungszeitraum von 1989 bis 2012 dargestellt. Dabei wird sowohl die als ökosystem-intern angesehene Verlagerung von der Humusaufgabe in den oberen Mineralboden (basierend auf den Konzentrationen des Sickerwassers der Streulysimeter, 0 cm) und vom oberen in den tieferen Mineralboden (basierend auf den Konzentrationen des mit Saugkerzen in 10 cm Bodentiefe gewonnenen Sickerwassers) dargestellt als auch die als Austrag aus dem Ökosystem angesehene Verlagerung (basierend auf den Konzentrationen des mit Saugkerzen in 60 cm Bodentiefe gewonnenen Sickerwassers).

Schwankungen in den Element-Frachten im Sickerwasser können durch Konzentrationsänderungen oder durch Unterschiede in der Sickerwassermenge bedingt sein. Im folgenden Kapitel wird auf die Darstellung der gemessenen Element-Konzentrationen zugunsten der daraus berechneten jährlichen

Element-Frachten verzichtet. Zum einen, weil sich die später folgenden Auswertungen und die in der Diskussion herangezogenen Ergebnisse ausschließlich auf die Element-Frachten beziehen, und zum andern, weil für einen Vergleich der verschiedenen Varianten innerhalb einer Versuchsfläche die CI-korrigierten Element-Frachten eine besser Grundlage bieten (vgl. Kap. 2.8.4, Kap. 5.8.1). Bei Greve (2014) finden sich Darstellungen von Konzentrationen ausgewählter Elemente und Messtiefen der drei Versuchsflächen.

In den Abbildungen der Elementfracht wurden zu Gunsten der Übersichtlichkeit die beiden Wiederholungen einer Variante zusammengefasst und deren Mittelwert dargestellt. Zudem wurden die Varianten 1 und 3 (3 t Dolomit ha⁻¹ & 3 t Dolomit ha⁻¹ + P-Düngung) zusammengefasst, da die Wirkungsdauer und Intensität der dargestellten Parameter weitestgehend einander entsprechen. In IO wurde die Parzelle 3-1 mit Windwurf dabei nicht berücksichtigt.

Die Frachten der einzelnen Parzellen aller Varianten sind, über den Beobachtungszeitraum aufsummiert, im Anhang C getrennt aufgeführt. Zudem sind die Verhältnisse der Kationen im Sickerwasser der drei Tiefenstufen im Anhang F und die Verhältnisse der Anionen im Anhang G zu finden.

4.2.1 Mg-Fracht

Die Kalkung hat bei allen Varianten auf allen Versuchsflächen in allen drei Tiefenbereichen einen raschen Anstieg der Mg-Konzentrationen und damit der Mg-Fracht bewirkt (Abb. 33). Während im Humuslysimeterwasser die Mg-Frachten etwa sechs Jahre nach der Kalkung wieder rückläufig sind und bei den Varianten mit einer Dosierung von 3 und 5 t ha⁻¹ bereits wieder das Niveau der Kontrollvariante erreicht haben, liegen die Mg-Frachten der Kalkungsvarianten in 60 cm Tiefe auch 23 Jahre nach der Kalkung noch über denen der Kontrollen. In 10 cm Tiefe nähert sich insbesondere Variante 1 wieder dem Niveau der Kontrolle an. In HS wird im Oberboden eine ähnliche Menge an Mg verlagert wie in AD und IO, jedoch weist diese Fläche einen deutlich geringeren Mg-Austrag in 60 cm Tiefe auf. Die hohe Mg-Fracht der Variante 7 in 1994 ist durch die Zusatzdüngung mit Kieserit und die damit verbundene hohe Verlagerung von SO₄²⁻ bedingt.

4.2.2 Ca-Fracht

Im Wasser der Humuslysimeter zeigt sich auf allen drei Anlagen und bei allen Kalkungsvarianten bis 2012 eine erhöhte Ca-Fracht gegenüber der Kontrolle (Abb. 34). Allerdings zeigen auch die hoch dosierten Varianten einen deutlichen Rückgang zum Ende des Beobachtungszeitraums. Im Vergleich zu Mg wird das Maximum der Ca-Fracht später erreicht.

In 10 cm Tiefe ist die Ca-Verlagerung verglichen mit den Humuslysometern deutlich reduziert (Abb. 35). In AD und IO nimmt die Verlagerung mit steigender Kalkdosis zu, in HS weist einzig die Variante 8 deutlich höhere Ca-Frachten als die Kontrolle und die anderen Kalkungsvarianten auf. In 60 cm Tiefe ist die verlagerte Ca-Menge nochmals geringer als in 10 cm Tiefe und nimmt seit Versuchsbeginn auf der Kontrolle tendenziell ab. In HS liegt der Ca-Austrag aller Varianten auf einem Niveau (Abb. 36).

4.2.3 K-Fracht

Die K-Fracht wird in keiner der drei gemessenen Tiefen durch die Kalkung erkennbar beeinflusst (Abb. 37, Abb. 38). Eine Verlagerung von K durch Verdrängung durch das höherwertige und damit eintauschstärkere Ca vom Austauscher ist selbst bei der hochdosierten Variante 8 nicht zu beobachten. Auf allen Flächen zeigt sich jedoch im Wasser der Streulysimeter und in 10 cm Tiefe ein Anstieg der K-Fracht nach der zusätzlichen K-Düngung der Variante 7. In 60 cm Tiefe lässt sich jedoch auch auf dieser Variante kein erhöhter Austrag feststellen, was durch einen Kaliumeinbau in die Tonminerale bedingt sein kann, wofür Hinweise von Schüler & Butz-Braun (1997) bei röntgendiffraktometrischen Untersuchungen des Schichtabstandes auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit gefunden wurden.

Abbildung 33

Entwicklung der Mg-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der unterschiedlichen Varianten auf den drei Versuchsfeldern

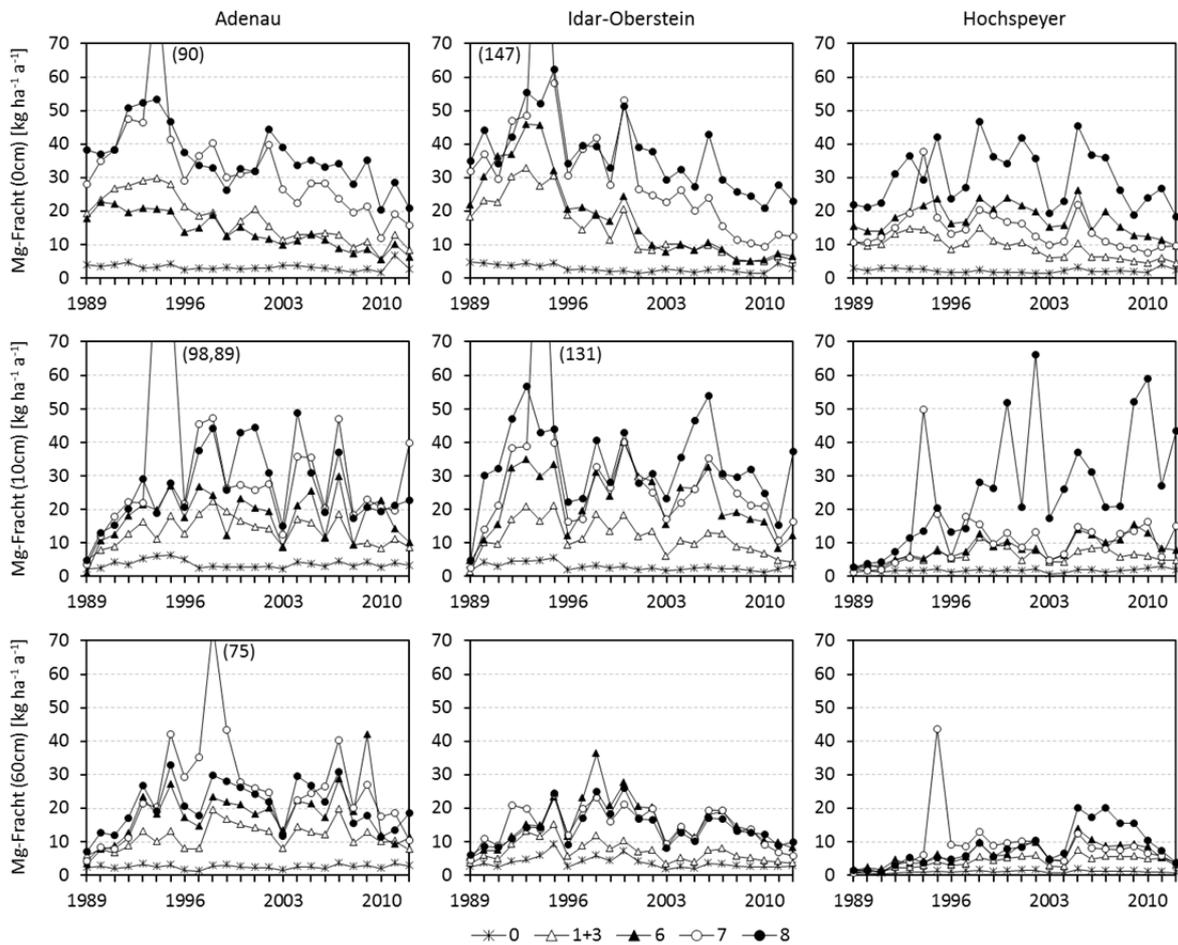


Abbildung 34

Entwicklung der Ca-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) der drei Versuchsfelder.

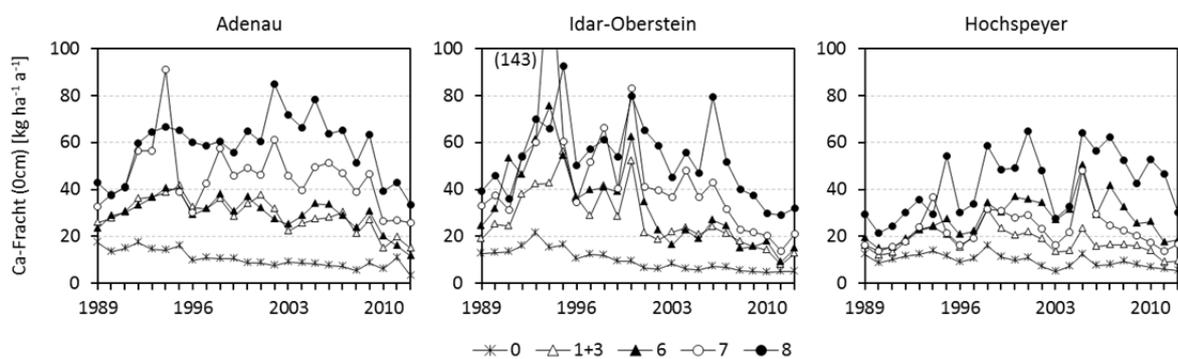


Abbildung 35

Entwicklung der Ca-Fracht im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.

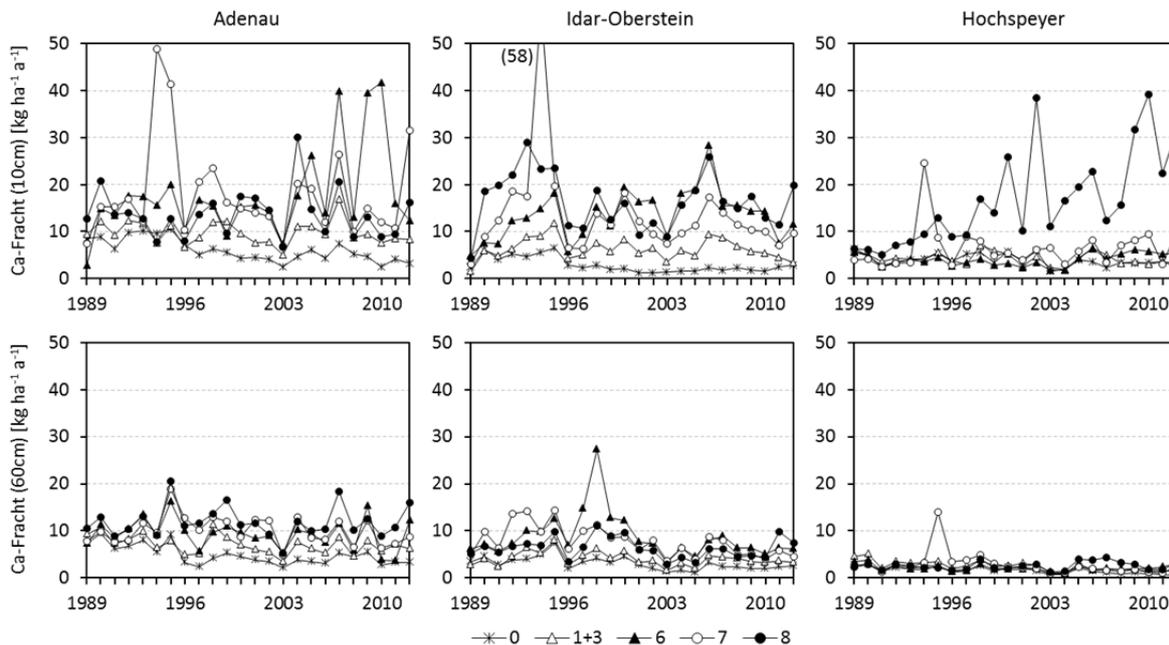


Abbildung 36

Summe der Ca-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.

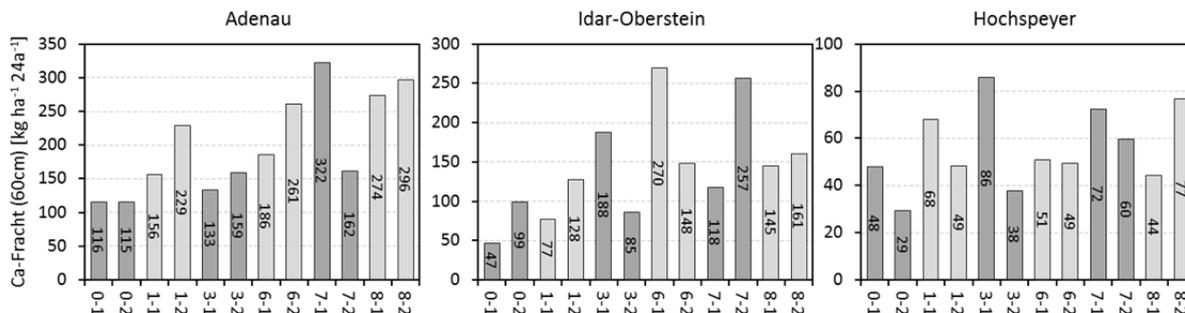


Abbildung 37

Entwicklung der K-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) der drei Versuchsflächen.

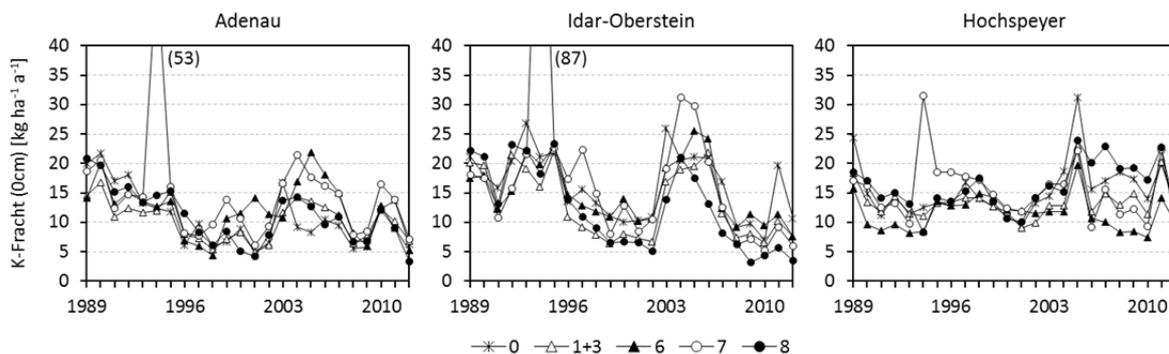
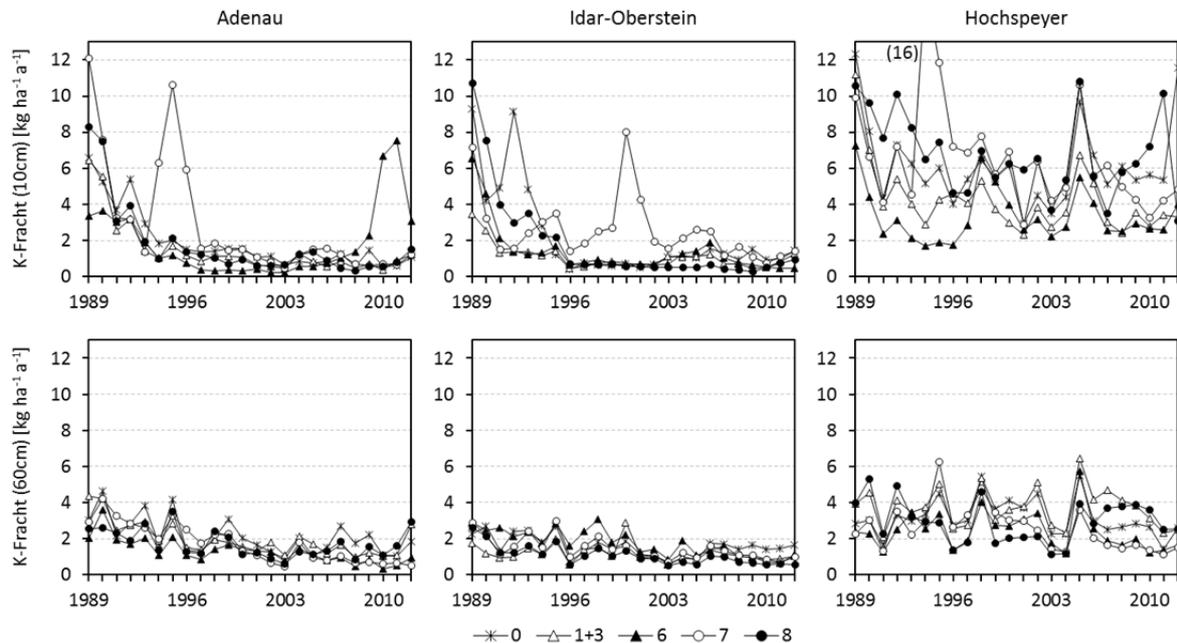


Abbildung 38

Entwicklung der K-Fracht im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.



4.2.4 Ammonium-Fracht

Unter der Humusaufgabe wird auf der Kontrolle die größte Menge NH_4^+ verlagert, auf der Variante 8 hingegen die geringste Menge (Abb. 39, Abb. 40). In 10 cm Tiefe ist die NH_4^+ -Fracht deutlich geringer als im Humussickerwasser und es ist kein Unterschied mehr zwischen den Varianten auszumachen (Abb. 40). AD weist unter den drei Versuchsflächen die höchste NH_4^+ -Verlagerung, HS die niedrigste auf.

4.2.5 P-Fracht

Zwischen der Kontrolle und den gekalkten Varianten ohne P-Düngung zeigen sich keine Unterschiede in der P-Verlagerung im Wasser der Streulysimeter (Abb. 41). In AD und HS finden sich auf der Variante 8 die höchste P-Verlagerung, in IO ist es die ebenfalls mit P gedüngte Variante 3 (vgl. Tab. 85 im Anhang C). In 10 und 60 cm Tiefe sind einzelne Parzellen mit hohen P-Frachten vorhanden, die jedoch sowohl auf der Kontrolle als auch auf den gekalkten Varianten mit und ohne P-Düngung zu finden sind.

Abbildung 39

Entwicklung der Ammonium-N-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) drei Versuchsflächen.

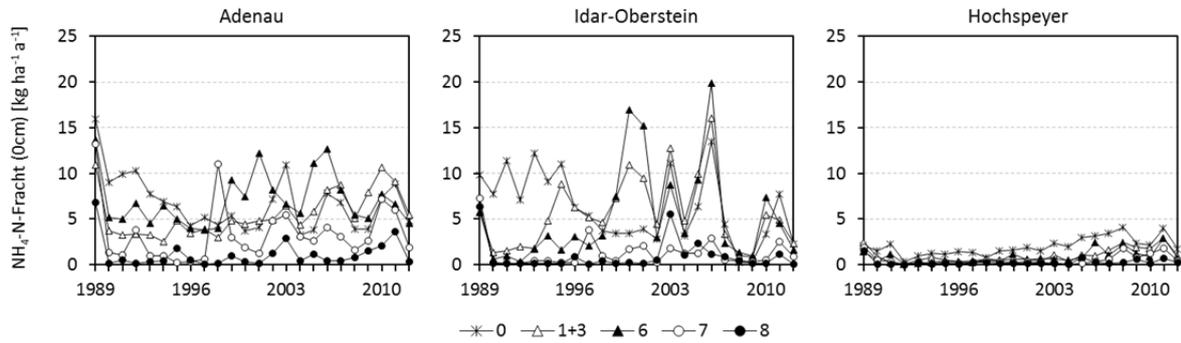


Abbildung 40

Summe der Ammonium-N-Fracht des Untersuchungszeitraums im Wasser der Streulysimeter (0 cm) und im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.

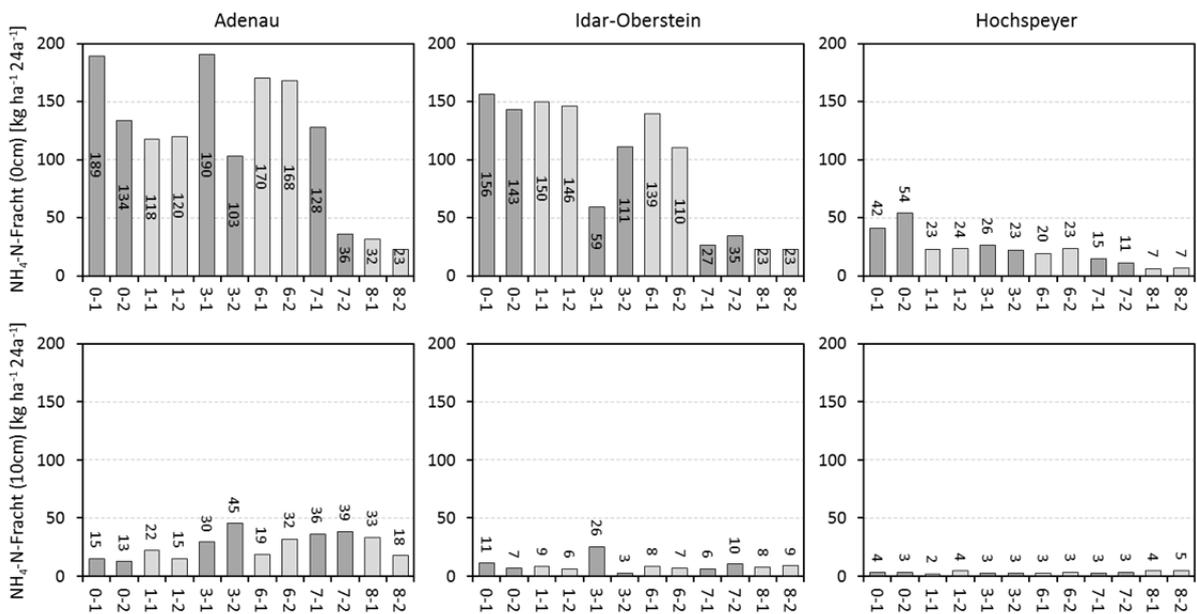
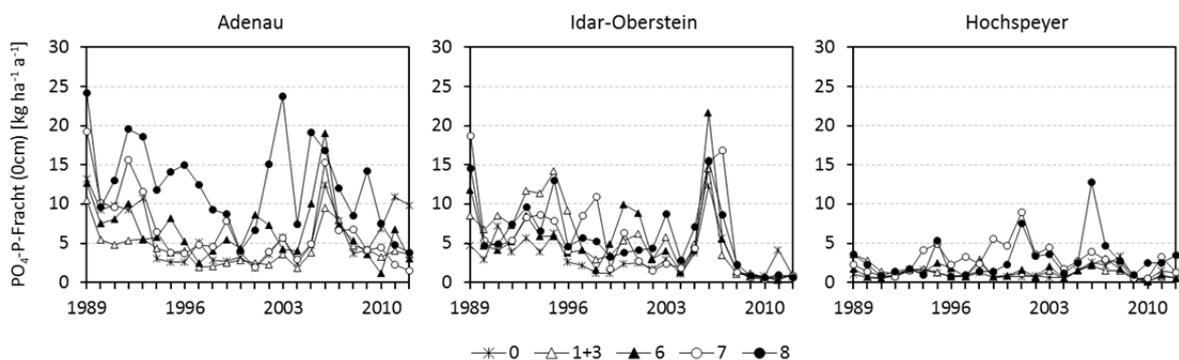


Abbildung 41

Entwicklung der Phosphat-P-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) drei Versuchsflächen.



4.2.6 Mn-Fracht

HS weist verglichen mit AD und IO eine deutlich niedriger Mn-Verlagerung in allen Tiefenstufen auf (Abb. 42). In AD und IO wird insbesondere im Sickerwasser der Variante 8 aus 10 cm Tiefe und im Wasser der Streulysimeter im Beobachtungszeitraum bedeutend weniger Mn transportiert (Abb. 43). Auf den Variante 1,3 und 6 zeigt sich im Wasser der Streulysimeter bereits wenige Jahre nach der Kalkung zu Versuchsbeginn ein Anstieg der Mn-Fracht, was zeitlich mit dem Absinken des pH-Wertes zusammenfällt (Abb. 48). In 60 cm Tiefe ist sowohl bei der Kontrolle als auch bei allen Kalkungsvarianten ein Absinken der Mn-Fracht seit Versuchsbeginn zu beobachten.

Abbildung 42

Entwicklung der Mn-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.

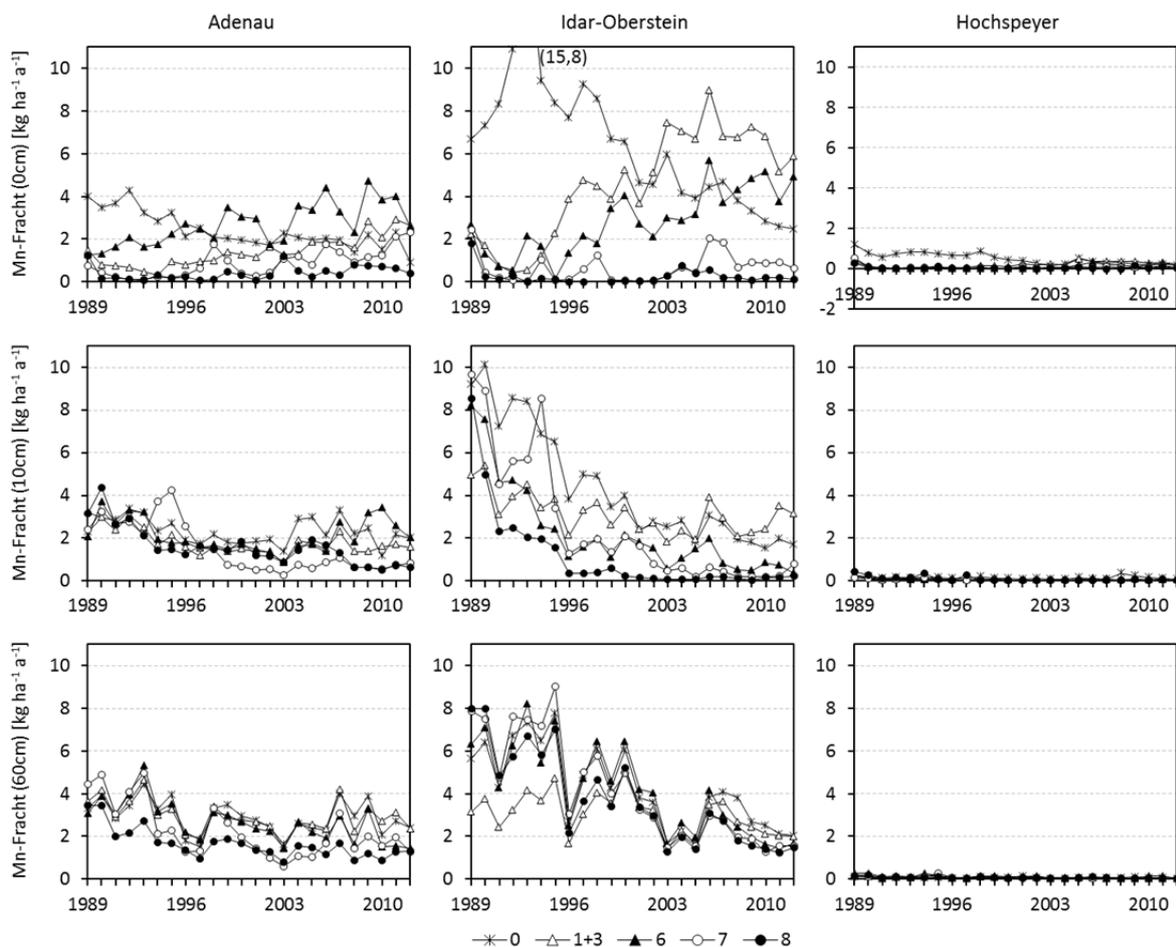
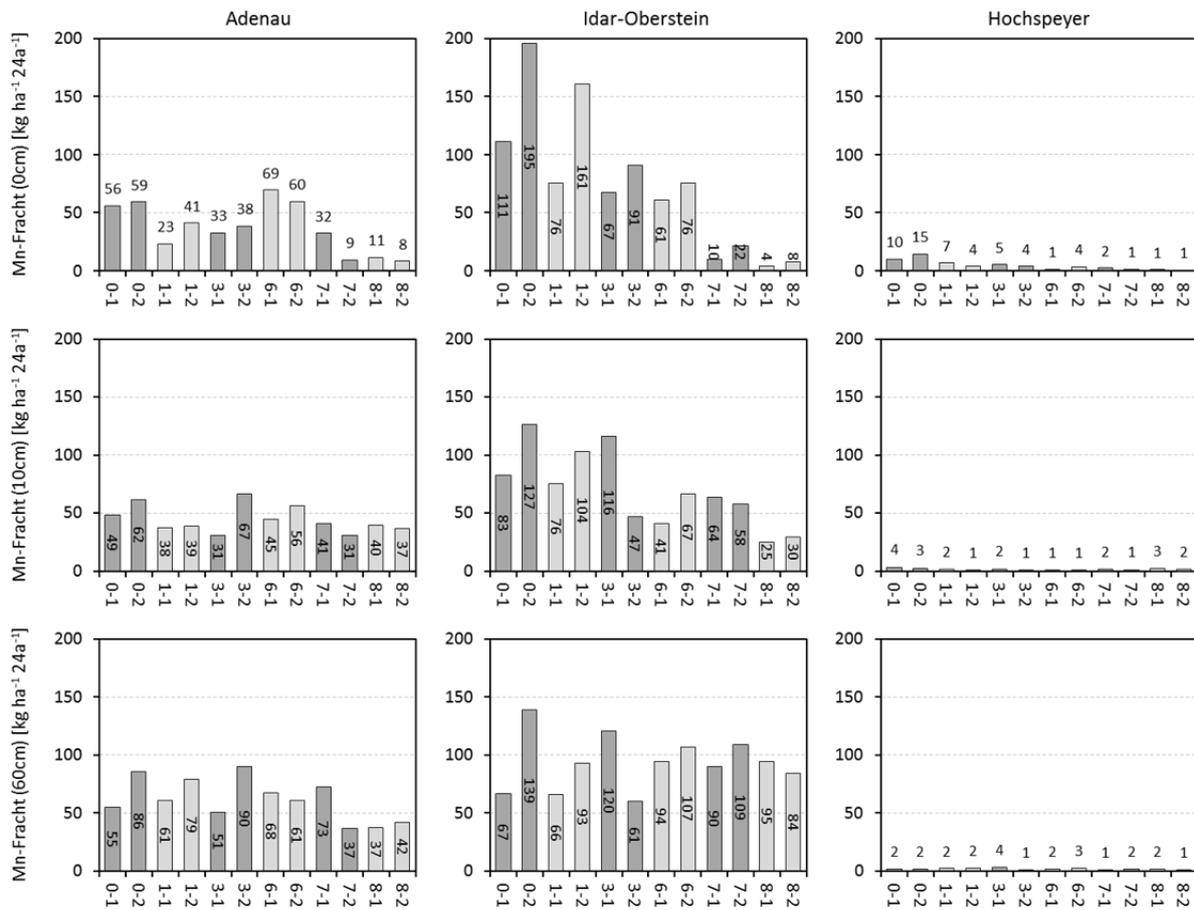


Abbildung 43

Summe der Mn-Fracht des Untersuchungszeitraums im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen



4.2.7 Al-Fracht

Die Al-Fracht im Streulysimeterwasser nimmt im Beobachtungszeitraum auf allen Versuchsflächen unabhängig von der betrachteten Variante zu (Abb. 44). Die Frachten der Kontrolle und der Varianten 1, 3 und 6 liegen meist oberhalb der Varianten mit höherer Dosierung 7 und 8. In 10 sowie 60 cm Tiefe zeigt sich im Beobachtungszeitraum auf den Versuchsflächen AD und IO ein Rückgang der Al-Fracht aller Varianten. In HS ist kein zeitlicher Trend und nur eine leichte Reduktion der Al-Frachten nach Kalkung im Sickerwasser in 10 cm Tiefe zu erkennen (Abb. 45). Am deutlichsten zeigt sich in IO, dass durch die Kalkung der Austrag von Al mit dem Sickerwasser durch die Kalkung nicht erhöht wird, sondern in diesem Fall mit steigender Kalkdosis abnimmt (Abb. 45). In AD hingegen nimmt in 10 cm Tiefe auf den gekalkten Parzellen die Al-Fracht gegenüber der Kontrolle zu. In 60 cm Tiefe wird auf beiden Parzellen der Variante 8 am wenigsten Al verlagert. Durch die Zusatzdüngung der Variante 7 erhöht sich auf allen Flächen kurzzeitig die Al-Fracht in 10 und 60 cm Tiefe.

Abbildung 44

Entwicklung der Al-Fracht mit dem Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.

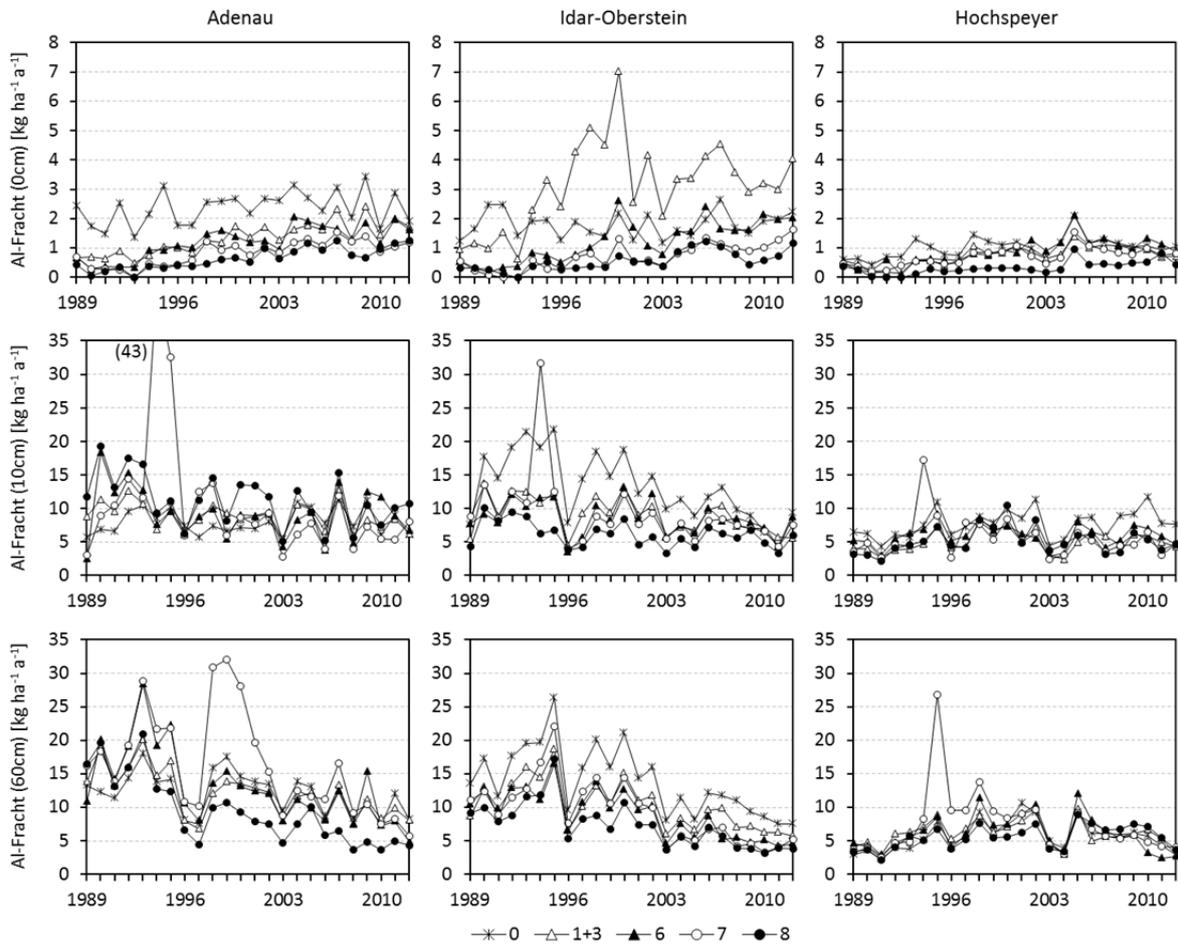
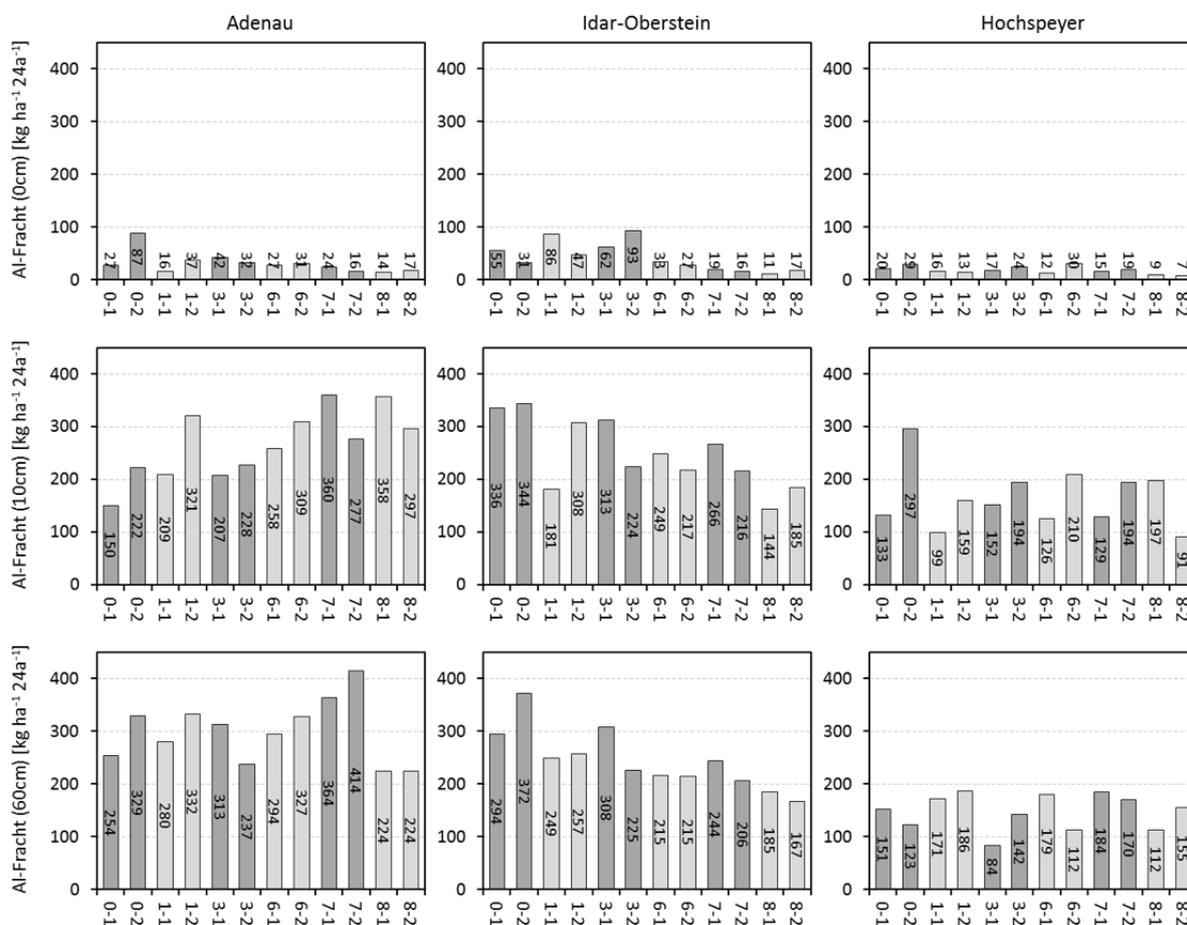


Abbildung 45

Summe der Al-Fracht des Untersuchungszeitraums im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsfelder.



4.2.8 Fe-Fracht

Eisen wird auf den drei Versuchsfelder in geringeren Mengen als Al verlagert, übersteigt jedoch in HS die Mn-Verlagerung mit dem Sickerwasser (Abb. 46). In AD in 10 cm Tiefe wird die größte Menge Fe verlagert und wie bei Al sind auf den gekalkten Varianten gegenüber den Kontrollen höhere Fe-Frachten ermittelt worden. Einen Anstieg in 60 cm ist hingegen auf keiner der drei Flächen zu beobachten (Abb. 47).

Abbildung 46

Entwicklung der Fe-Fracht mit dem Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsfelder. Blaue Beschriftungen zeigen eine zu den Abbildungen abweichende Skalierung der Y Achse an.

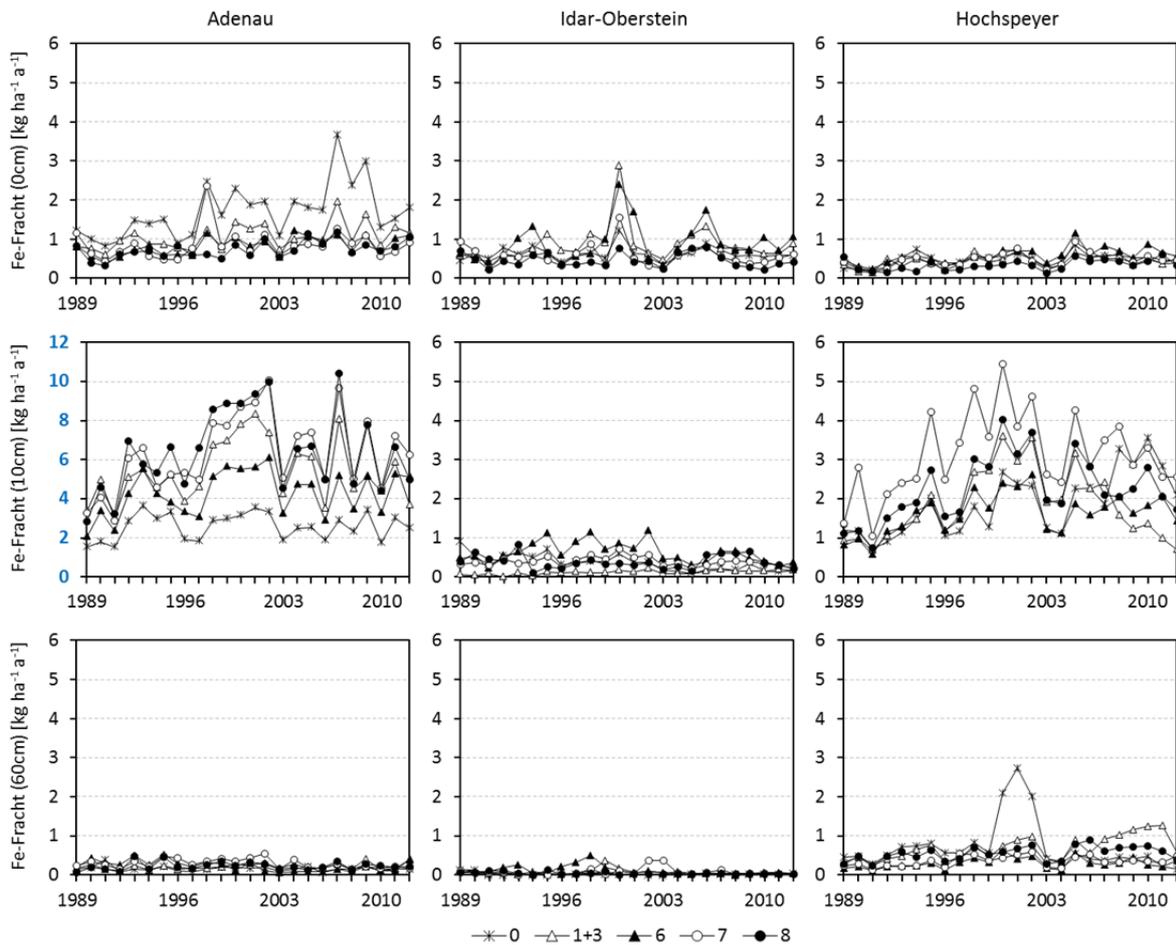
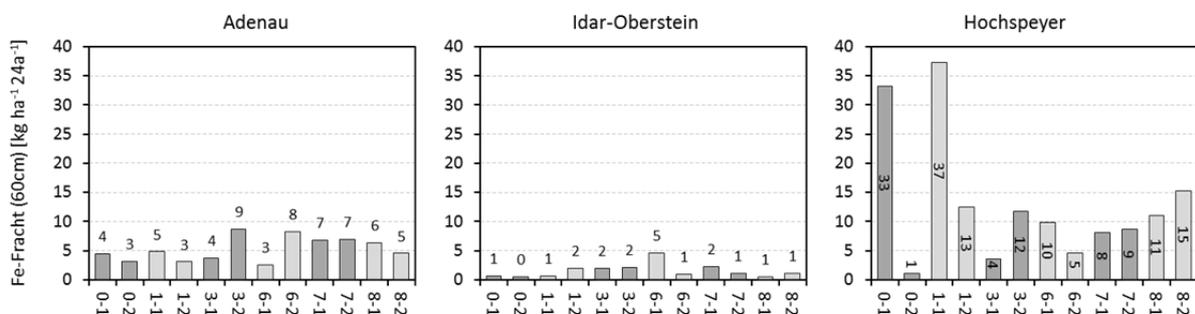


Abbildung 47

Summe der Fe-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsfelder.



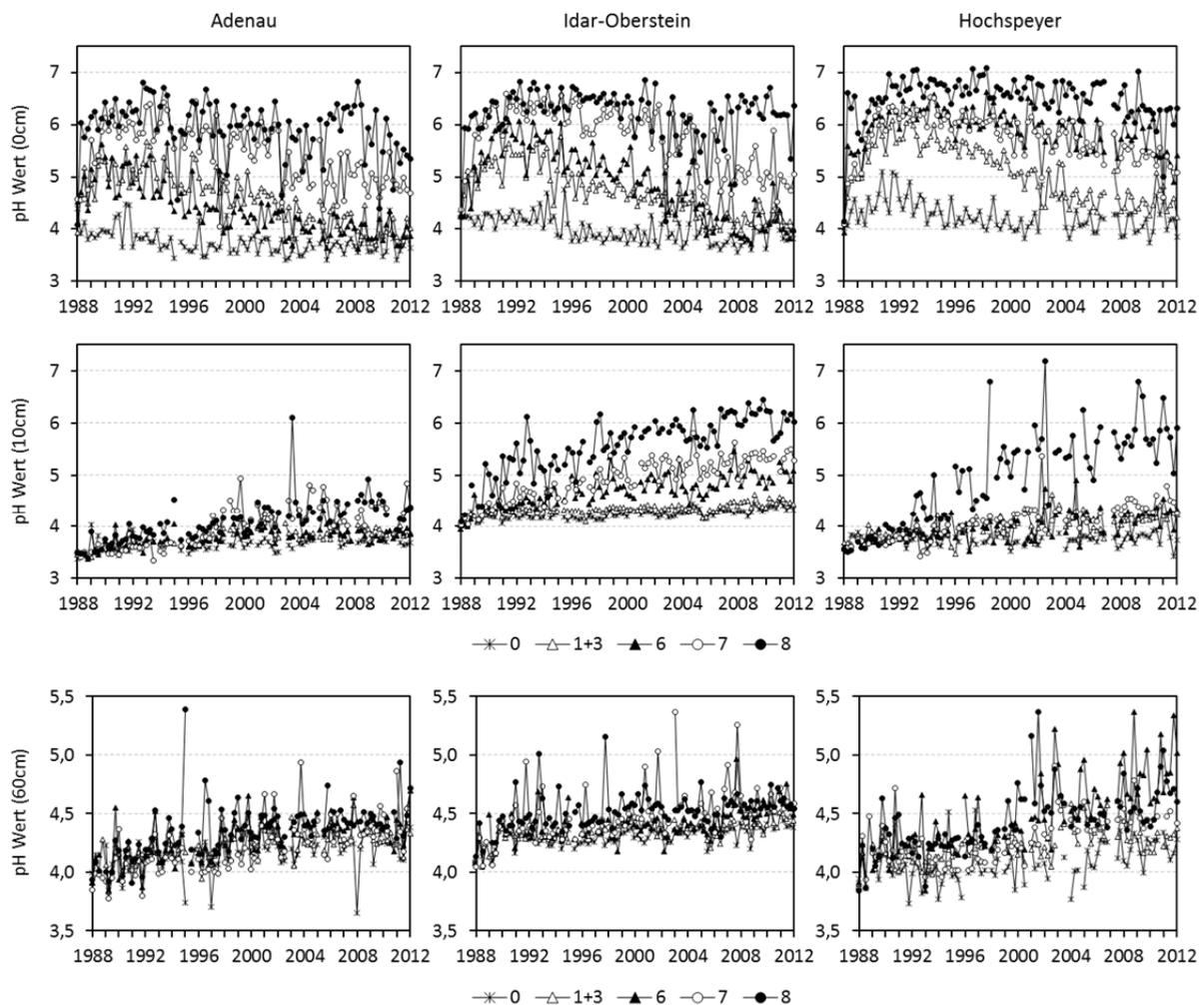
4.2.9 pH-Sickerwasser

Der pH-Wert der Kalkungsvarianten im Wasser der Streulysimeter ist auf allen Versuchsfeldern seit Mitte der 90er Jahre rückläufig und hat in AD und IO zum Ende des Untersuchungszeitraums bei den

Varianten 1 und 6 das Niveau der Kontrolle erreicht (Abb. 48). In 10 cm und 60 cm Mineralbodentiefe steigt der pH-Wert der Kalkungsvarianten und zum Teil auch der Kontrollen bis zum Ende des Untersuchungszeitraums auf allen Flächen an, wobei AD den geringsten Unterschied zwischen den Varianten aufweist. Die Variante 8 zeigt auf allen Flächen bis 10 cm Tiefe eine deutliche, die Varianten 1 und 6 dagegen eine vergleichsweise geringe pH-Wert-Erhöhung. Nur in HS zeigt sich in 60 cm Tiefe eine Erhöhung des pH-Wertes gegenüber der Kontrolle bei den Varianten 6 und 8.

Abbildung 48

Entwicklung des pH Wertes im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen auf Quartalsbasis. Für die Darstellung der in 60 cm gemessenen pH Werte wurde eine engere Skala verwendet. Lücken in der Zeitreihe sind durch fehlende Analysewerte bedingt, die nicht wie bei den Elementfrachten ersetzt wurden



4.2.10 BC/Al-Verhältnis

Da die negativen Effekte der Al-Konzentrationen auf die Wurzeln durch hohe Konzentrationen von Ca, Mg und K vermindert werden können (Meiwes et al. 1986; Block et al. 2000), wird als Indikator

für Al-Stress das molare Verhältnis von diesen Basekationen zu Al verwendet (Sverdrup & Warfvinge 1993a):

$$BC/AL = (Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+) / Al^{n+} [\text{mol mol}^{-1}] \quad [27]$$

Werte ≤ 1 weisen auf ein hohes Risiko für Al-Stress hin (Warfvinge & Sverdrup 1995). Die Erhöhung des BC/Al-Verhältnisses ist bei den Kalkungsvarianten hauptsächlich durch einen Anstieg der Mg- und zu einem geringeren Teil der Ca-Konzentrationen im Sickerwasser sowie im Rückgang der Al-Konzentrationen begründet (Greve 2014). Dies führt auf den Kalkungsvarianten aller Versuchsflächen zu einem raschen Verlassen des kritischen Bereiches (Abb. 49). In HS liegt das Verhältnis in 10 cm Tiefe bei der Kontrolle in der Regel über, in IO unter 1. In AD sinkt der Wert im Beobachtungszeitraum unter 1 ab. Die Werte der Kontrollflächen aller Versuchsflächen in 60 cm Tiefe liegen im gesamten Untersuchungszeitraum meist unter 1 und damit deutlich unter denen der Kalkungsvarianten. In HS ist die Gefahr von Al-Toxizität durch die hohen DOC-Konzentration jedoch gemindert, da dadurch Al in komplexierter, nicht pflanzenverfügbarer Form vorliegt (Block & Meiwes 2000). Das BC/Al-Verhältnis im Wasser der Streulysimeter liegt deutlich oberhalb von 1, zeigt jedoch auf allen Versuchsfläche eine Abnahme im Beobachtungszeitraum (Abb. 50).

Abbildung 49

Entwicklung des molaren BC/Al-Verhältnisses in 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen. Die Y-Achse wurde bei der Darstellung des BC/Al-Verhältnisses der Übersichtlichkeit logarithmisch skaliert. Lücken in der Zeitreihe sind durch fehlende Analysewerte bedingt, die nicht wie bei den Elementfrachten ersetzt wurden.

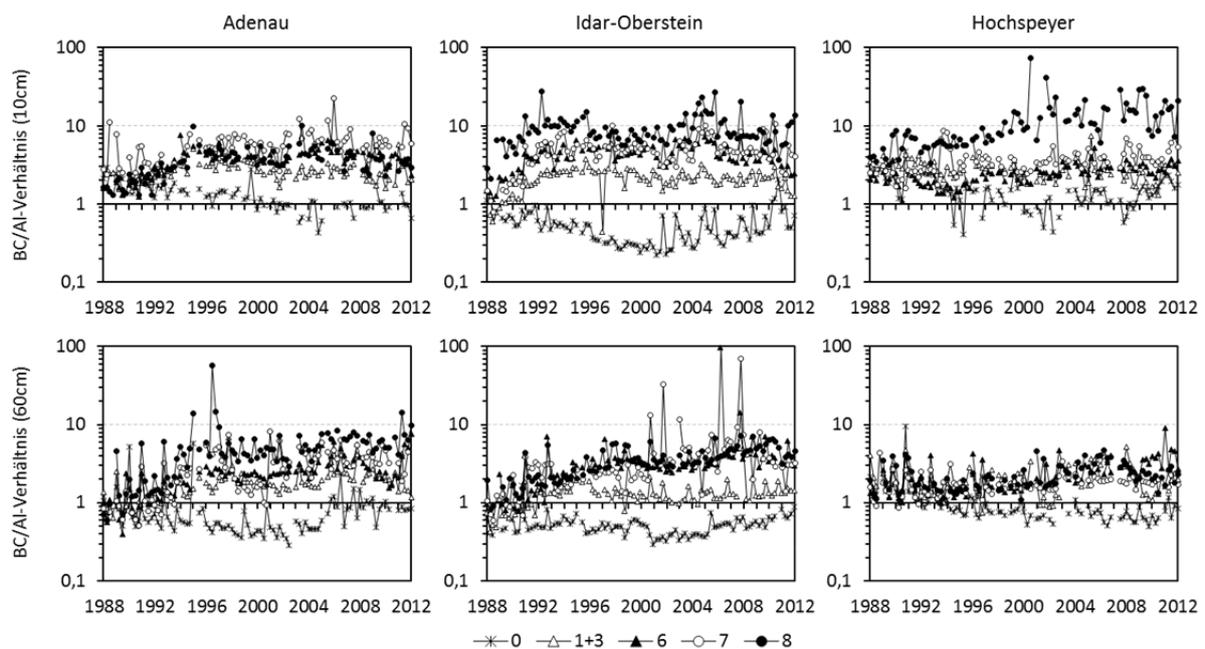
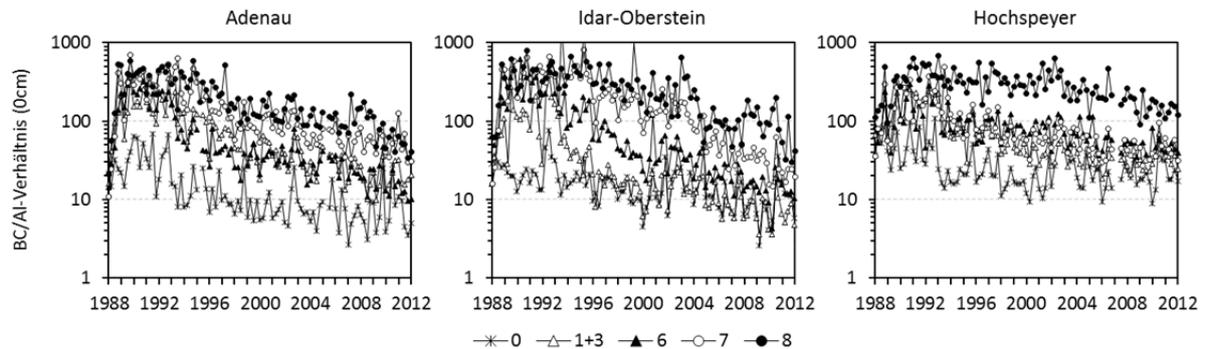


Abbildung 50

Entwicklung des molaren BC/Al-Verhältnisses im Wasser der Streulysimeter (0 cm) der drei Versuchsflächen. Die Y-Achse wurde bei der Darstellung des BC/Al-Verhältnisses der Übersichtlichkeit logarithmisch skaliert. Lücken in der Zeitreihe sind durch fehlende Analysewerte bedingt, die nicht wie bei den Elementfrachten ersetzt wurden.



4.2.11 Aziditätsgrad

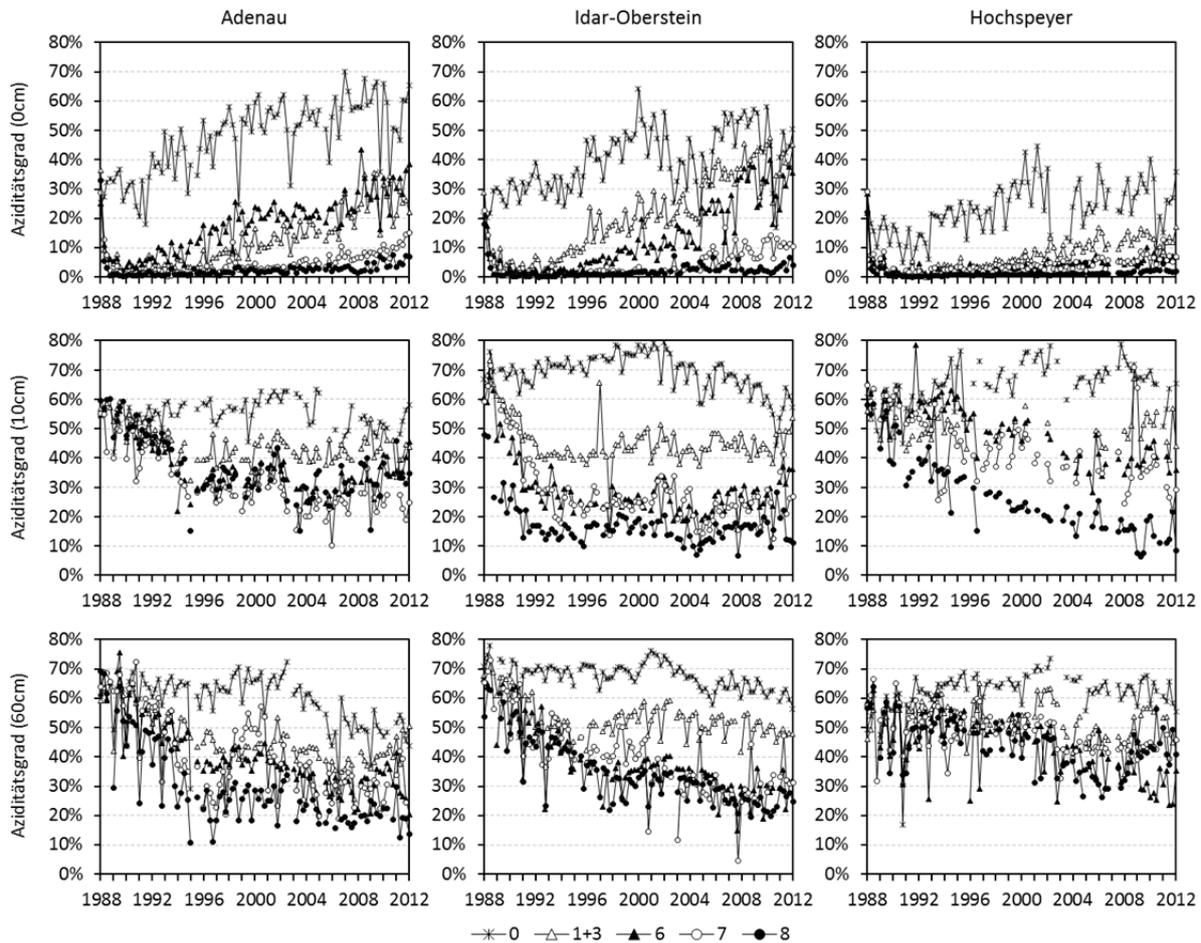
Der Aziditätsgrad (nach Ulrich 1988) repräsentiert den Anteil der M_a -Kationen an der Kationensumme im Sickerwasser:

$$\text{Aziditätsgrad [\%]} = (\text{Al} + \text{Mn} + \text{Fe} + \text{H}^+) / \text{Kationensumme ohne NH}_4 \times 100 \quad [28]$$

Durch den Kontakt zum Bodenaustauscher und der dabei stattfindenden Befruchtung des Bodenwassers steht der Aziditätsgrad mit der Basensättigung in Verbindung (Kölling & von Wilpert 2000). Zur Bewertung werden die Bereiche aus Block et al. (2000) verwendet (nicht sauer: < 5 %, gering sauer: 5-40 %, sauer: 40-70 %, sehr sauer: >70 %). Ohne Kalkung steigt der Aziditätsgrad im Streulysimeterwasser auf allen Versuchsflächen an, am deutlichsten in AD und IO vom „gering sauren“ (5-40 %) in den „sauren“ (40-70 %) Bereich. Die Kalkung bewirkt eine rasche und deutliche Reduktion, die bei den Varianten 1, 3 und 6 in IO am Ende des Untersuchungszeitraumes bereits abgeklungen ist (Abb. 51). Auch in 10 und 60 cm Tiefe sinkt der Aziditätsgrad auf den Kalkungsvarianten mit zeitlicher Verzögerung ab und liegt bei den Varianten 6, 7 und 8 dauerhaft unter dem Wert der Kontrolle. Auch auf der Kontrolle ist in 60 cm Tiefe bei in AD eine deutliche und in IO ansatzweise eine Verbesserung des Aziditätsgrades zu erkennen, wobei der „saure“ Bereich allerdings bisher nicht unterschritten wird.

Abbildung 51

Entwicklung des Aziditätsgrades im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie in 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen. Bewertung nach Block et al. (2000): nicht sauer: < 5 %, gering sauer: 5-40 %, sauer: 40-70 %, sehr sauer: >70 %. Lücken in der Zeitreihe sind durch fehlende Analysewerte bedingt, die nicht wie bei den Elementfrachten ersetzt wurden.



4.2.12 Anionen und DOC

Die Fracht der Kationen im Sickerwasser und damit auch deren Auswaschung wird maßgeblich durch die Anionenfracht und DOC bestimmt (Vries & Breeuwsma 1987; Ulrich 1994). Im Gegensatz zur KAK_{eff} , die mit steigendem pH-Wert zunimmt, sinkt die Kapazität zur Anionensorption des Bodens mit zunehmendem pH-Wert (Scheffer et al. 2002, S. 121).

Jede Versuchsfläche weist eine charakteristische Zusammensetzung der Anionen im Sickerwasser auf (Anhang G). Während der Cl-Anteil aller Flächen vergleichbar ist, fällt HS insbesondere durch eine hohe Verlagerung an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in 10 und 60 cm Tiefe auf (Abb. 52, Abb. 53). Dabei wird vor allem auf der Variante 8 im Beobachtungszeitraum eine deutlich größere Menge an DOC in den Mineralboden tiefer 10 cm verlagert als auf den restlichen Kalkungsvarianten oder auf der Kontrolle (Abb. 54). In 60 cm Tiefe lässt sich in HS keine eindeutige Reihung der

Varianten feststellen, wobei die Parzelle 0-2 der Kontrolle einen deutlich niedrigeren DOC-Austrag als die restlichen Parzellen aufweist (Abb. 54). Ausreißer nach oben sind in IO hingegen auf zwei gekalkten Parzellen zu finden. In AD weisen die Kalkungsvarianten tendenziell höhere Austräge als die Kontrolle auf.

Abbildung 52

Entwicklung der DOC-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der drei Versuchsfelder.

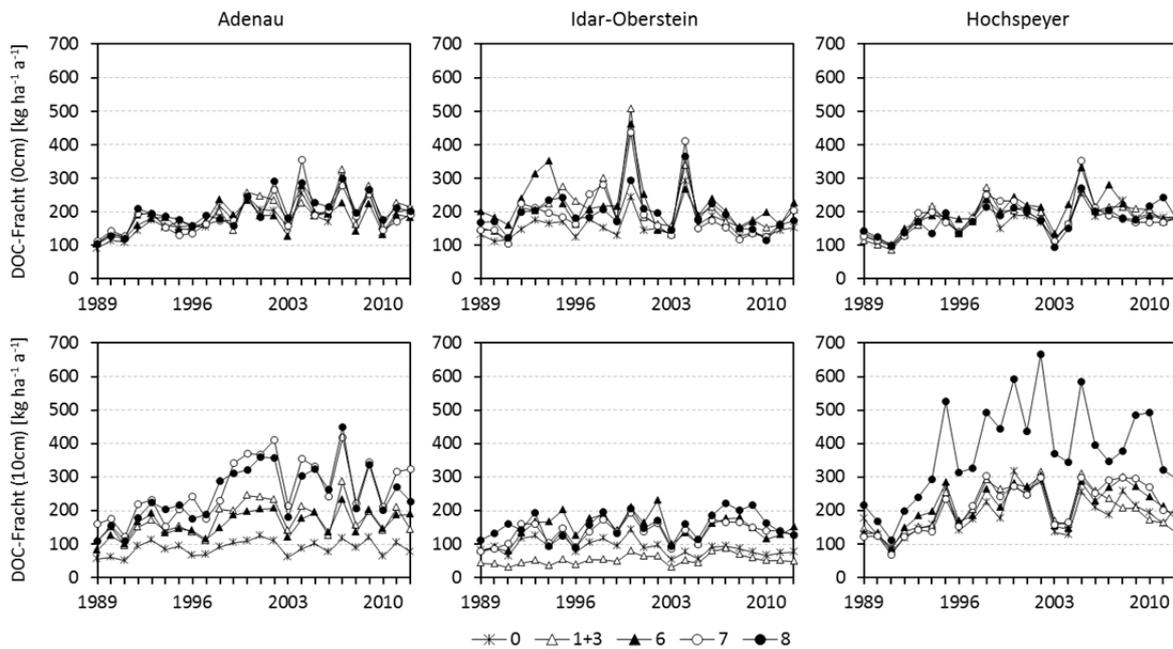


Abbildung 53

Entwicklung der DOC-Fracht im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der drei Versuchsfelder.

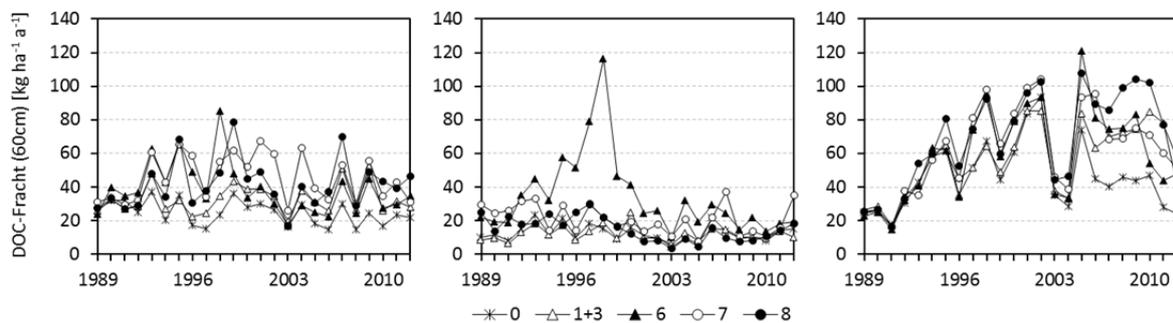
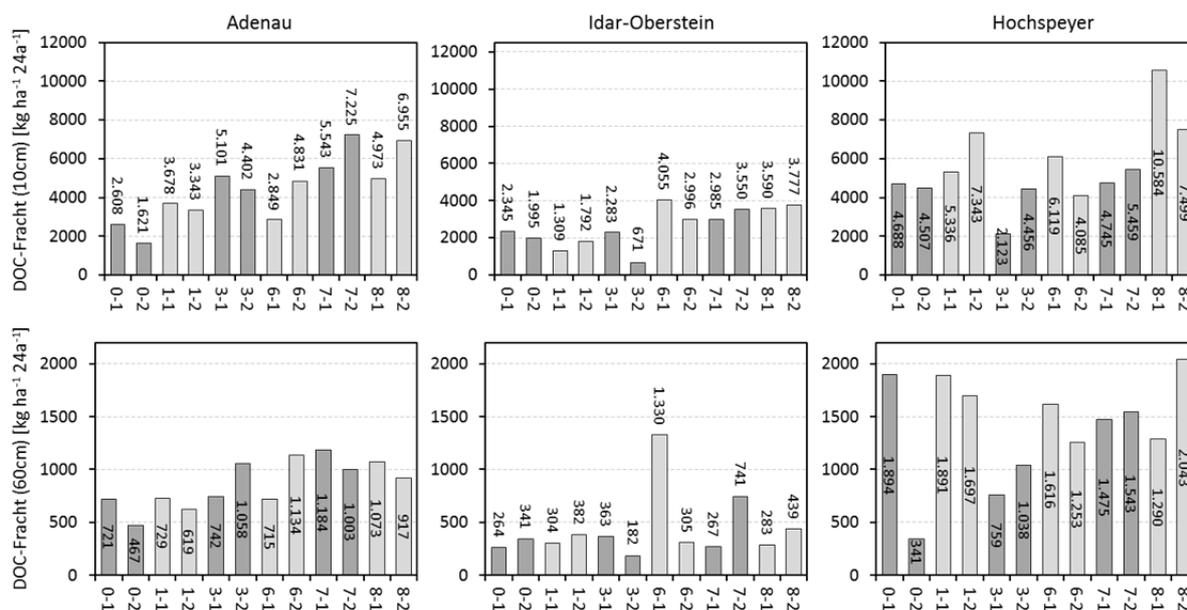


Abbildung 54

Summe der DOC-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.



In AD spielt die Verlagerung von Nitrat eine größere Rolle als in HS und IO. Die Kontrolle weist im Mittel in allen drei Tiefenstufen die niedrigste Nitrat-Verlagerung auf (Abb. 55), wobei die höher dosierten Varianten 6, 7 und 8 einen höheren Nitrat-Austrag aufweisen als die mit 3 t ha^{-1} behandelten Varianten 1 und 3 (Abb. 56). HS zeigt bei allen Varianten in allen Tiefstufen nur eine geringe Verlagerung von NO_3^- .

Kurzfristige Erhöhungen der Nitratfracht sind in IO bei Variante 6 und in HS bei Variante 8 zu beobachten, die aber nach wenigen Jahren wieder abklingen (Abb. 57). Zudem scheinen diese lokal begrenzt und nicht flächig auf der ganzen Parzelle vorhanden zu sein, da diese nicht wie bei der Parzelle der Variante 3 in IO mit Windwurf (3-1, vgl. Abb. 4) sowohl in 10 cm als auch in 60 cm gleichzeitig auftreten (Abb. 57).

Abbildung 55

Entwicklung der Nitratstickstoff-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.

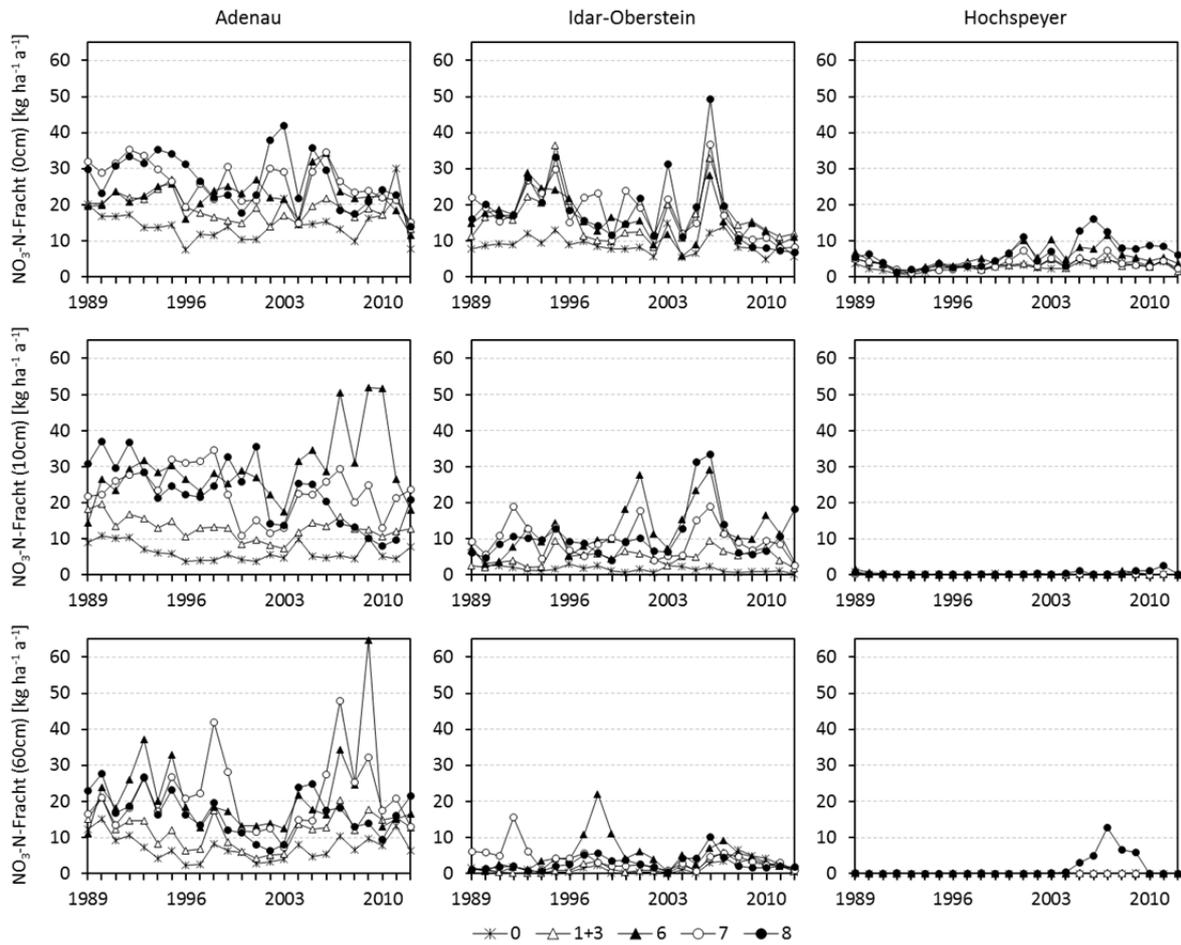


Abbildung 56

Summe der Nitratstickstoff-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.

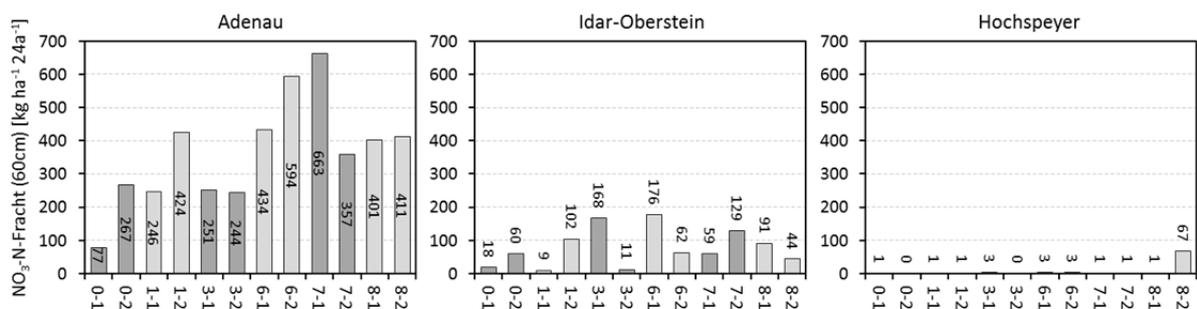
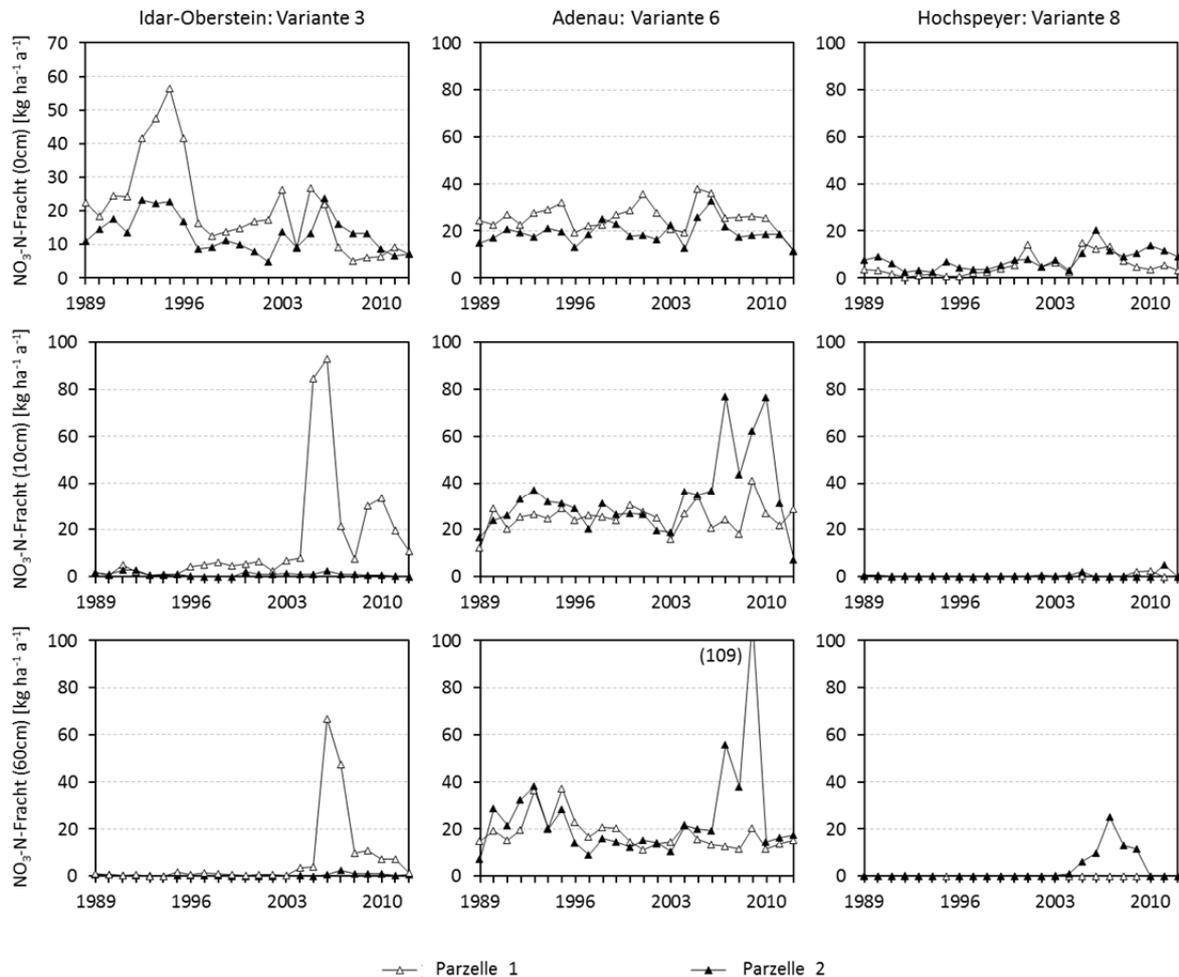


Abbildung 57

Entwicklung der Nitratstickstoff-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der Variante 6 in AD, der Variante 8 in HS und der Variante 3 in IO (Parzelle 3-1 mit Windwurf).



In IO dominiert SO_4^{2-} die Anionenzusammensetzung (vgl. Anhang G), wobei eine mit AD vergleichbare Menge S verlagert wird. Im Wasser der Streulysimeter und in 10 sowie 60 cm Tiefe zeigen alle Flächen eine Abnahme der S-Fracht im Beobachtungszeitraum (Abb. 58). Alle Flächen weisen zudem in 60 cm die höchsten S-Frachten auf, was den noch nicht abgeschlossenen Abbau der in Zeiten hoher S-Deposition angereicherten S-Vorräte anzeigt (Meesenburg et al. 2009; Block & Gauer 2012) und zu der aktuellen Säurebelastung beiträgt (vgl. Kap. 4.6.3). Die Kalkungsvarianten weisen in 10 sowie 60 cm Tiefe meist höhere S-Frachten als die Kontrolle auf (Abb. 59). Die 1994 stattgefundenen Zusatzdüngung der Variante 7 mit Patenkali und Kieserit ist im Wasser der Streulysimeter und in 10 cm Tiefe bereits kurz nach der Maßnahme, in 60 cm Tiefe mit zeitlicher Verzögerung auf allen Versuchsflächen zu erkennen. In der Summe zeigt sich auf allen Versuchsflächen in 10 cm Tiefe ein Anstieg der Anionen-Fracht mit zunehmender Kalkdosis, was in 60 cm Tiefe lediglich in AD noch deutlich zu erkennen ist (Abb. 60).

Abbildung 58

Entwicklung der Sulfat-Schwefel-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.

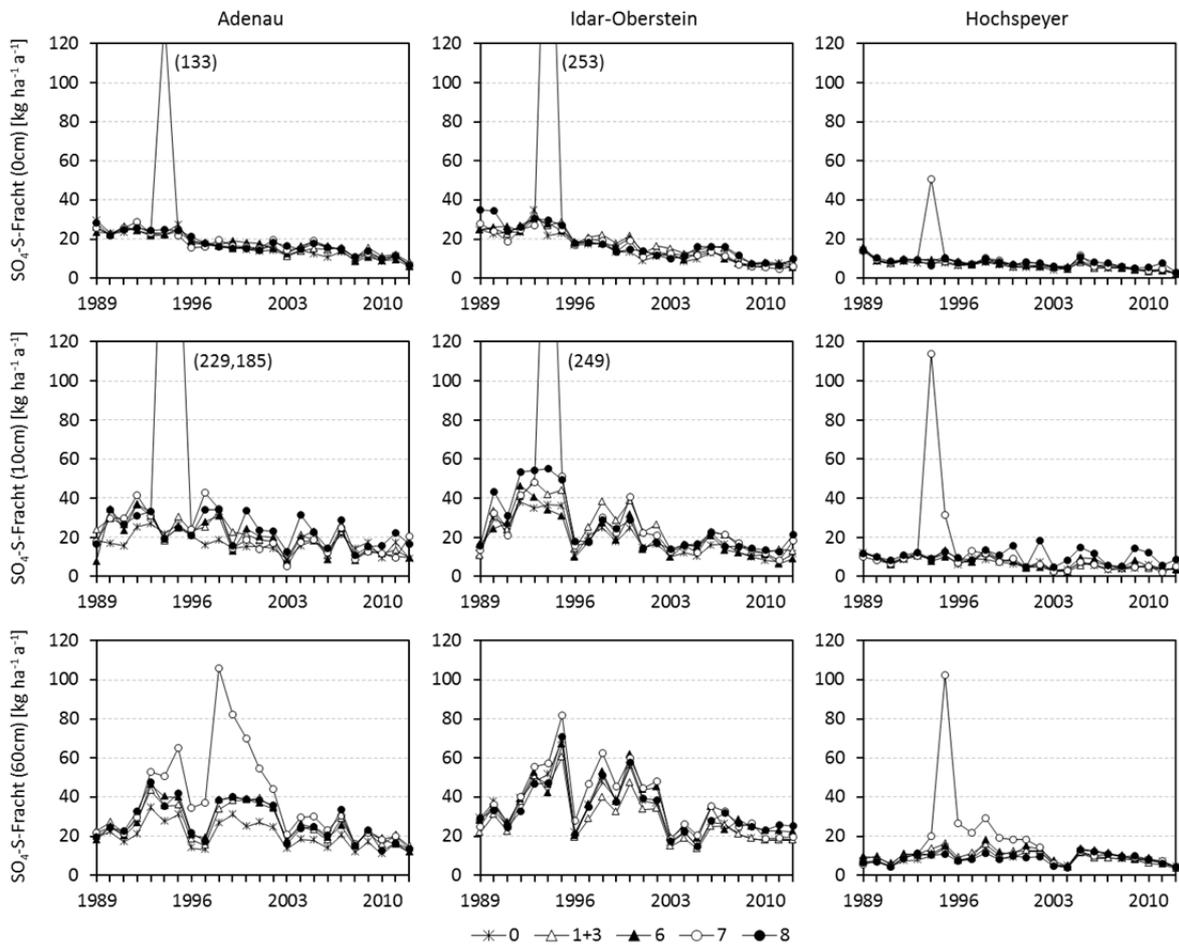


Abbildung 59

Summe der Sulfat-Schwefel-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen

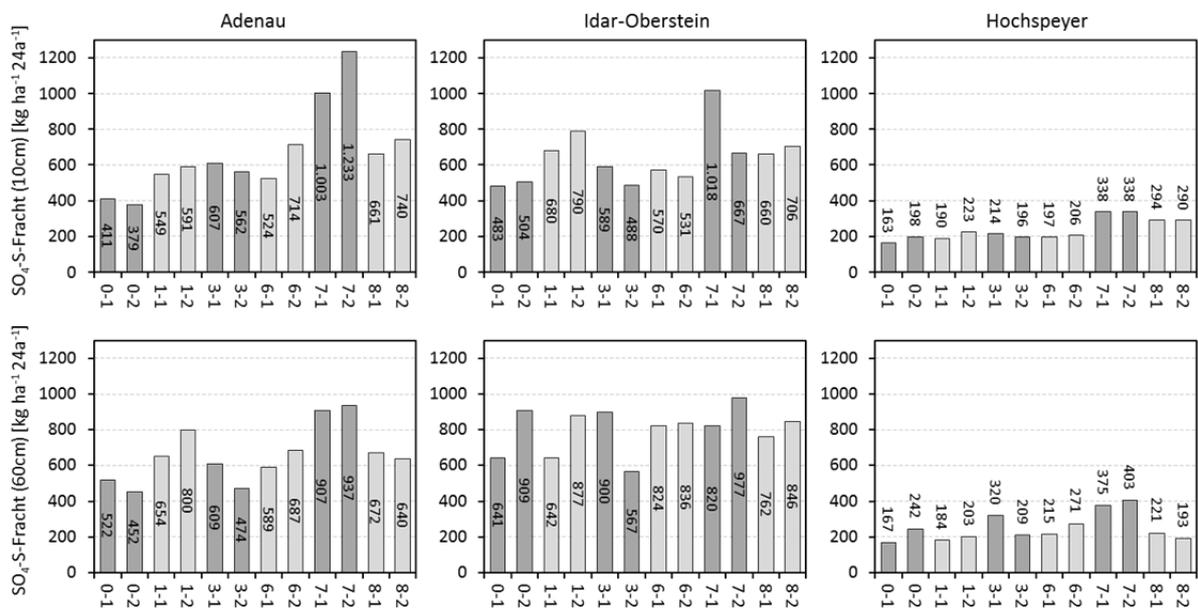
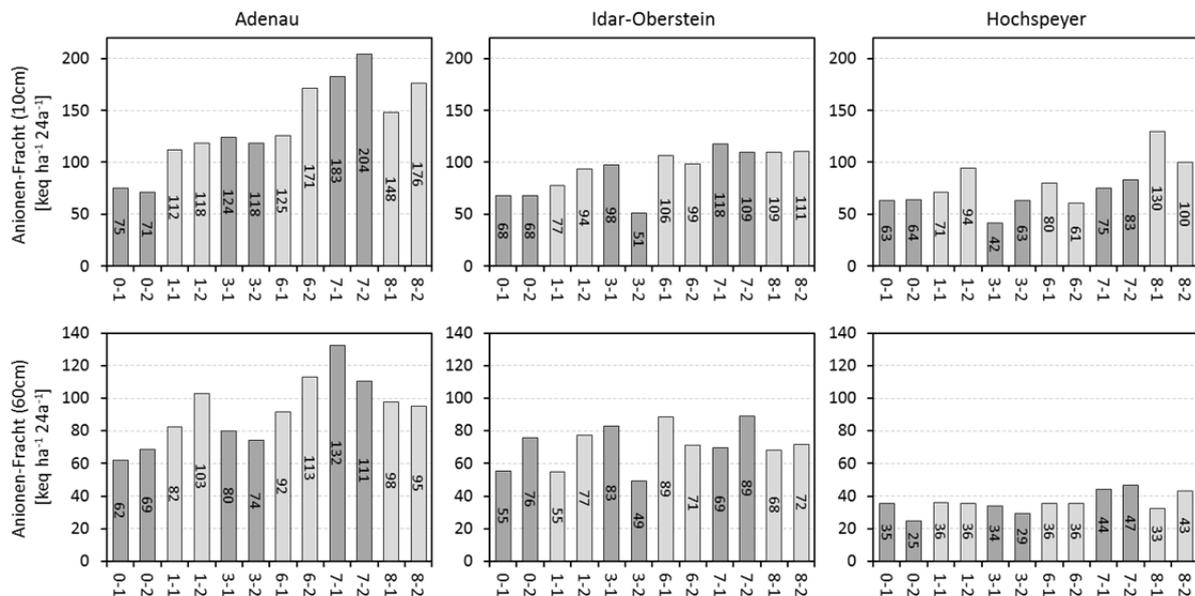


Abbildung 60

Summe der Anionen-Fracht (Chlorid, Nitrat, Sulfat, Org-) des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsfelder. DOC wurde nach Mosello et al. (2008) in organische Säure umgerechnet (vgl. Kap. 4.6.3).



4.3 Bestandesernährung

Blatt- bzw. Nadelanalysen werden seit langer Zeit eingesetzt, um den Ernährungszustand von Pflanzen anhand von ernährungskundlichen Grenzwerten, die eine Einteilung in Stufen von Mangel- bis hin zu Überschussversorgung ermöglichen, oder Elementverhältnissen für die Beurteilung einer ausgewogenen Ernährung zu bestimmen (Wehrmann 1959a; Ingestad 1979; Fiedler & Höhne 1984; Göttlein et al. 2011). Früh wurde beobachtet, dass deren Wachstum mit den Konzentrationen verschiedener Nährelemente in den assimilierenden Organen zusammenhängt (beispielsweise Ebermayer 1876). Im Gegensatz zu landwirtschaftlichen Untersuchungen, bei denen die Beurteilung der Nährstoffversorgung meist über Bodenanalyse stattfand (Wehrmann 1959a), wählte man früh den Ansatz der Blattanalysen, um den komplizierteren Verhältnisse, wie Wurzelverteilung und Horizontierung des Waldbodens, Rechnung zu tragen (Tamm 1955; Schlichting 1955; Hüttl 1991). Bei der Analyse der Blätter wird direkt mit der Pflanze gearbeitet und somit der gesamte von ihr erschlossene Bodenraum, der Wurzelraum, erfasst (Schlichting 1955), was eine Beurteilung der Standortsbedingungen ermöglicht (Göttlein et al. 2011).

4.3.1 Nadelspiegelwerte

Die Grenzwerte, die die Spanne der Nährstoffkonzentrationen in Mangel-, Normal und Überschussbereich unterteilen, beruhen auf aus Düngeversuchen abgeleiteten Korrelationen zwischen

Nährelementkonzentrationen und Pflanzenwachstum (Ingestad 1979; Fiedler & Höhne 1987; Krauß & Heinsdorf 2005; Talkner et al. 2011). Die Identifikation der Elemente im Mangelbereich kann die Steuerung von Düngemaßnahmen ermöglichen (Wehrmann 1959a), um diese Nährstoffe in den Normalbereich zu heben, was insbesondere in der Landwirtschaft zur Steigerung des Wachstum eingesetzt wird. Im forstlichen Umweltmonitoring sind die Nadel-Blattanalysen ein Indikator für die Vitalitätseinschätzung von Beständen bzw. des Ökosystems (Krauß & Heinsdorf 2005).

Neben den Analysen des ersten (c+0) und dritten (c+2) Nadeljahrgangs der Nadelprobenahme 2011 werden im Folgenden auch die Analysen der Nadeln und Blätter behandelt, die im Rahmen der Biomassebeprobung 2012 gewonnen wurden. Dies sind Mischproben von sieben, über die Krone verteilten Ästen (vgl. Kap. 2.6), bei Fichte und Kiefer bestehend aus allen vorhandenen Nadeljahrgänge (vgl. Kap. 2.6). Diesen Werten werden zudem die Analysen der Nadeln und Blätter des Streufalls (Zeitraum: 08.2011 - 09.2012) gegenübergestellt. Im Rahmen einer Bachelor-Arbeit beprobte und analysierte Rubo (2013) im Sommer 2013 zudem die 2006 in IO gepflanzten Jungbuchen. Die Ergebnisse wurden ebenfalls als Vergleichswerte in die Abbildungen mit aufgenommen.

Zur Beurteilung der Ernährungssituation (c+0 Nadeln und Blätter) werden die ernährungskundlichen Grenzwerte von Göttlein et. al (2011) verwendet, wobei insbesondere bei den Buchen die Einteilung aufgrund des Alters in IO und der Mischprobe aus Licht- und Schattenblättern in HS nur als Anhaltspunkte gesehen werden dürfen. Am Ende des Kapitels 4.3.1 sind die Ergebnisse für den ersten Nadeljahrgang der Hauptbaumart der Versuchsfläche nochmals in einer Übersichtstabelle zusammengefasst (Tab. 24). Neben den analysierten Makro- und Mikro-Nährelementen sind zudem die Konzentrationen von Na und Al aufgeführt.

Stickstoff

Nach den ernährungskundlichen Grenzwerten von Göttlein et al. (2011) variieren die N-Konzentrationen des ersten Nadeljahrgangs (c+0) bzw. der Buchenblätter der Versuchsflächen innerhalb der Varianten zwischen Mangel- und Luxusernährung (Abb. 61). Im Mittel finden sich die meisten beprobten Bäume der Versuchsflächen IO und HS im Normalbereich, in AD im Übergangsbereich zwischen Mangel und normaler N-Ernährung. Bei der Betrachtung der älteren Nadeljahrgänge bzw. der Mischprobe aller Nadeln zeigen sich in AD und IO bei der Variante 8 signifikant verminderte N-Konzentrationen gegenüber der Kontrolle oder der mit geringer Kalkdosis behandelten Variante 1. In HS findet sich eine ähnliche Reduktion nur in den Kiefernadeln des Streufalls, wobei auch die Buchenblätter des Streufalls der Kalkungsvarianten niedrigere N-Konzentrationen aufweisen als die Kontrolle (Abb. 61). Im Gegensatz dazu weisen die Buchenblätter der Jungbuchen in IO der Varianten 6, 7 und 8 signifikant erhöhte N-Konzentrationen gegenüber der Kontrolle auf.

Phosphor

Die P-Konzentrationen deuten (Nadeljahrgang c+0 und Buchenblätter) bei allen Versuchsflächen auf einen Mangel hin (Abb. 62). Einzig in AD und HS liegen die Konzentrationen der c+0 Nadeln bei der Variante 8 (HS auch bei der ausschließlich auf dieser Versuchsfläche mit P gedüngten Variante 7) im Normalbereich. Mit zunehmendem Alter der Nadel nehmen die P-Konzentrationen der Fichtennadeln in AD und IO ab. Die P-Düngung der Variante 8 macht sich auf allen Versuchsflächen bei fast allen Nadel- und Blattproben bemerkbar. Die deutlich geringere P-Düngung der Variante 3 hingegen, deutet sich nur bei den c+2 Nadeln und der Mischprobe aller Nadeln sowie in HS bei der Buchenblattstreu der Variante 7 an. Der Einfluss der Kalkung ohne P-Düngung (Variante 1, 6 sowie in AD und IO auch Variante 7) auf die P-Konzentrationen ist nicht signifikant.

Calcium und Magnesium

Die Mediane der Ca- und Mg-Konzentrationen der Nadel- und Blattproben sind auf allen Versuchsanlagen bei den gekalkten Parzellen höher als auf den ungekalkten Parzellen (Abb. 63, Abb. 64). Verglichen mit Fichte und Kiefer reagiert die Buche in IO und HS stärker auf die Mg-Zufuhr, wohingegen sich bei den Ca-Konzentrationen auch ein Anstieg abzeichnet, der Mangelbereich jedoch nur bei den Kalkungsvarianten in HS verlassen wird. Die Unterschiede zur Kontrolle sind zumeist bei den Varianten 7 und 8, teils auch bei Variante 6 signifikant. Die Ca-Konzentrationen der Kontrolle in AD und IO liegen zum Großteil im Mangelbereich, auf den Kalkungsvarianten in IO zwei Jahrzehnte nach der Kalkung vornehmlich im Normalbereich, was in AD nur für die Varianten 7 und 8 zutrifft. In HS liegen schon alle Ca-Konzentrationen der Kontrollfläche im Bereich der normalen Ernährung.

Die Mg-Konzentrationen von fast drei Viertel der beprobten Individuen der Kontrolle in HS liegen unterhalb des Normalbereichs. In AD und IO weisen mehr als drei Viertel der beprobte Bäume der Variante 8 Mg-Konzentrationen im Bereich der Luxusernährung auf. Dies trifft auch auf die Buchen in IO und HS zu. Die Mg-Konzentrationen sinken mit zunehmendem Alter der Nadeln, wohingegen eine Zunahme der Ca-Konzentrationen bis hin zu den abgeworfenen Nadeln im Streufall zu beobachten ist. Beim Vergleich der Mg-Konzentrationen der beprobten Jahrgänge mit den Bewertungsvorschlägen nach Reemtsma (1986) zeigt sich sowohl in AD als auch in IO eine deutliche Verbesserung auf den Kalkungsvarianten (Tab. 23). Die Kontrolle beider Flächen wird in den fortgeschrittenen Mangelbereich eingestuft, wobei die Kalkungsvarianten alle mit einer mangelfreien Ernährung bewertet werden.

Abbildung 61

Boxplots der N-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013). Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.

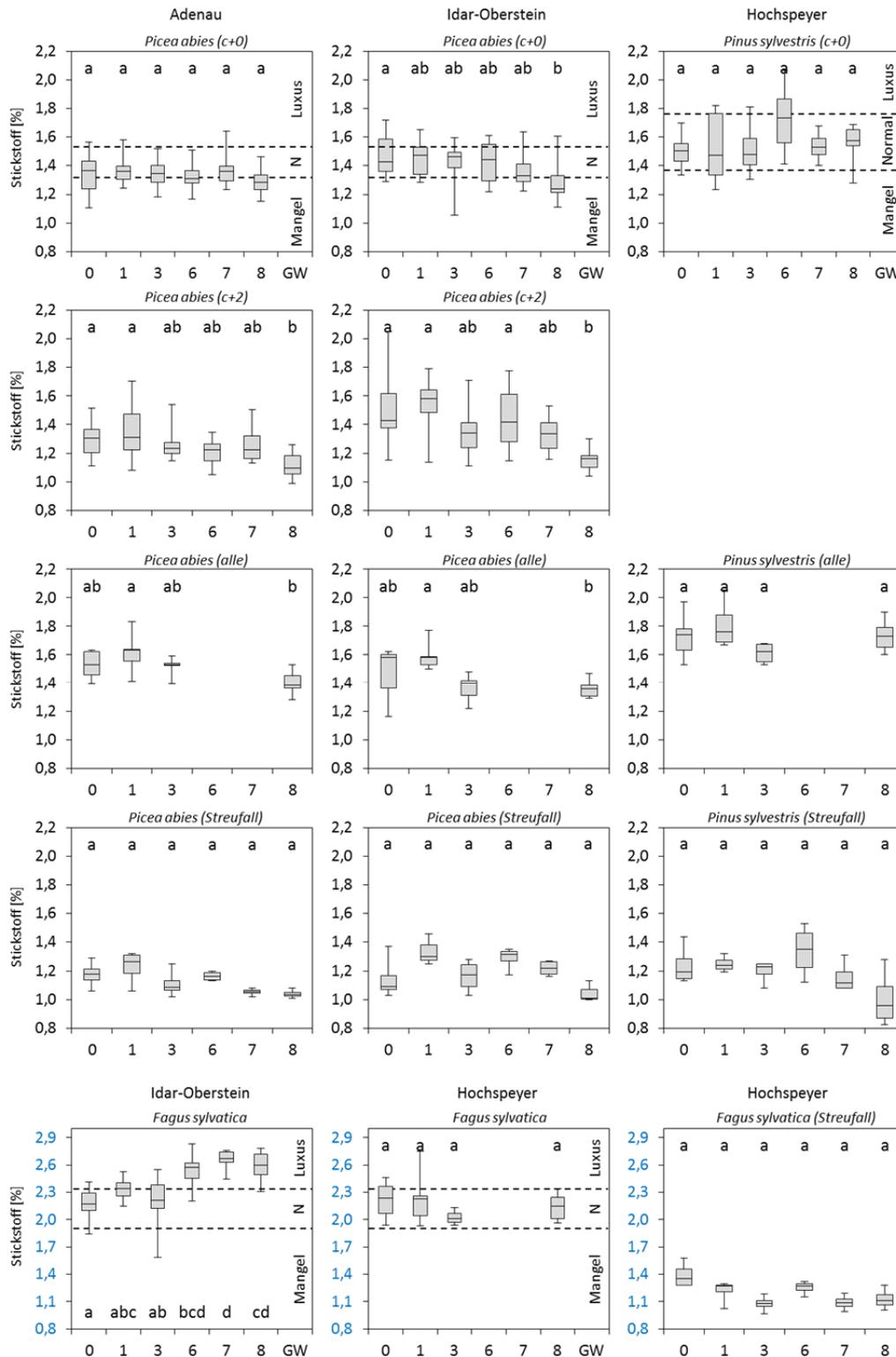


Abbildung 62

Boxplots der P-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013).

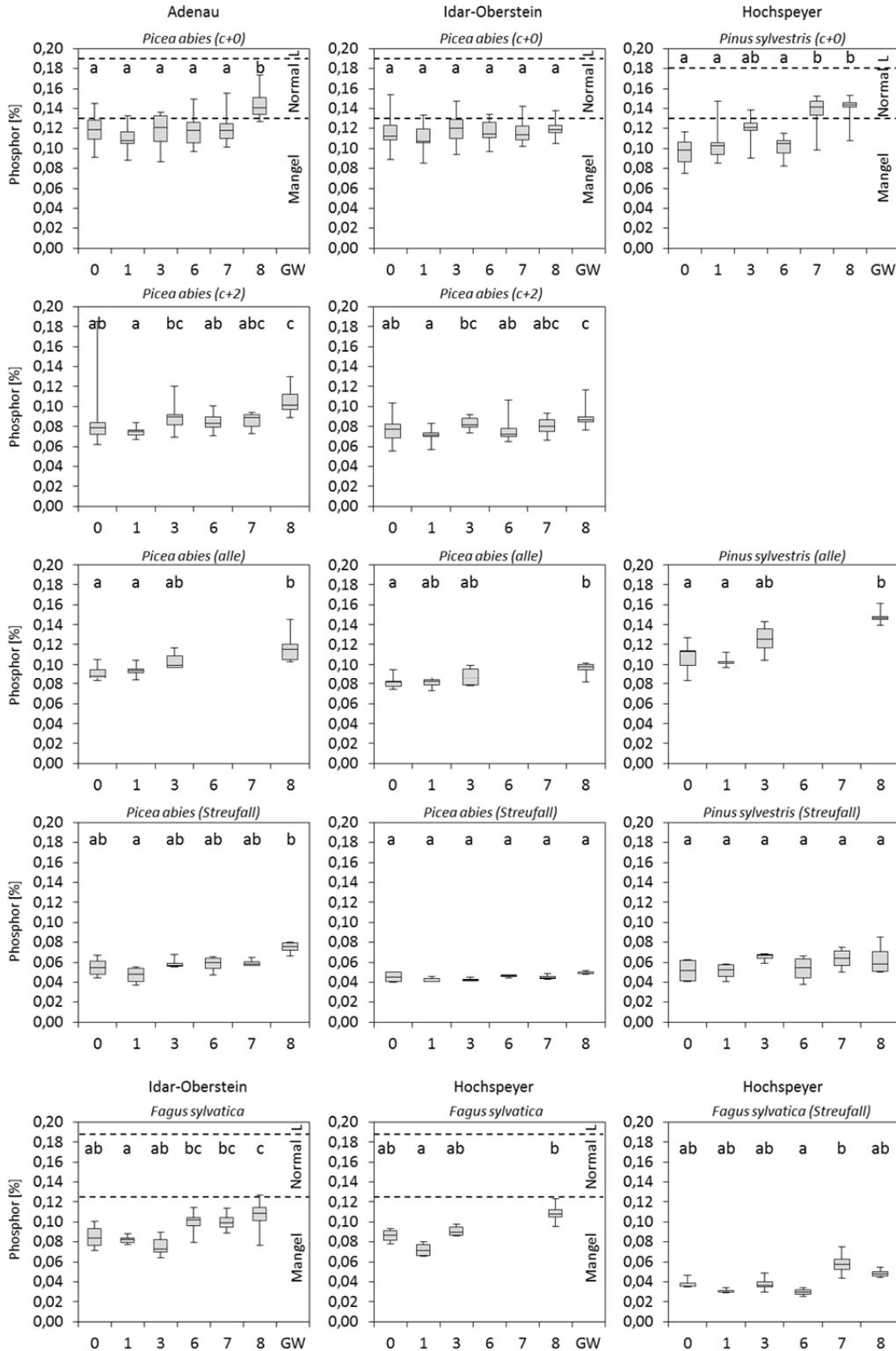


Abbildung 63

Boxplots der Ca-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013). Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.

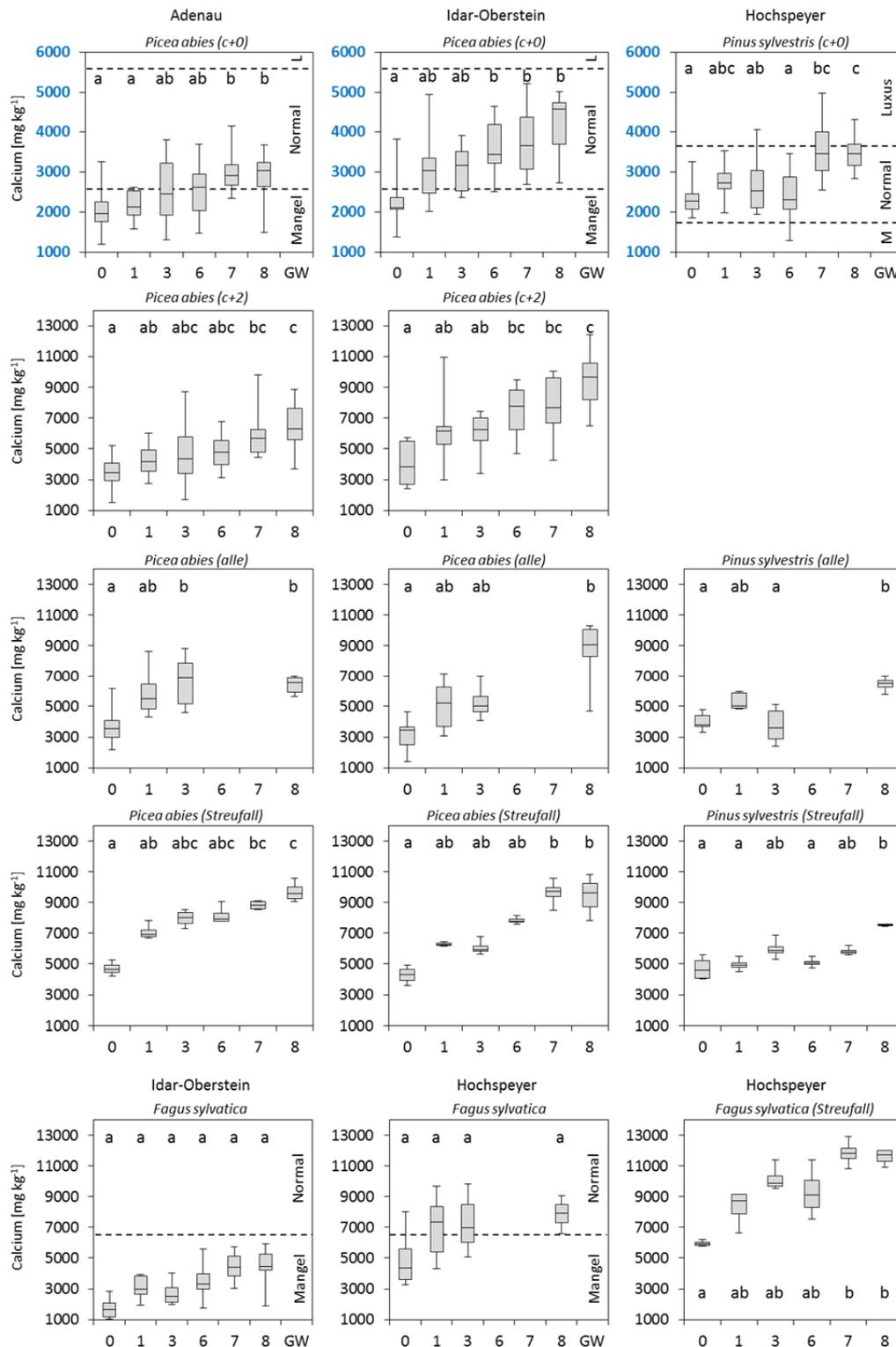


Abbildung 64

Boxplots der P-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013).

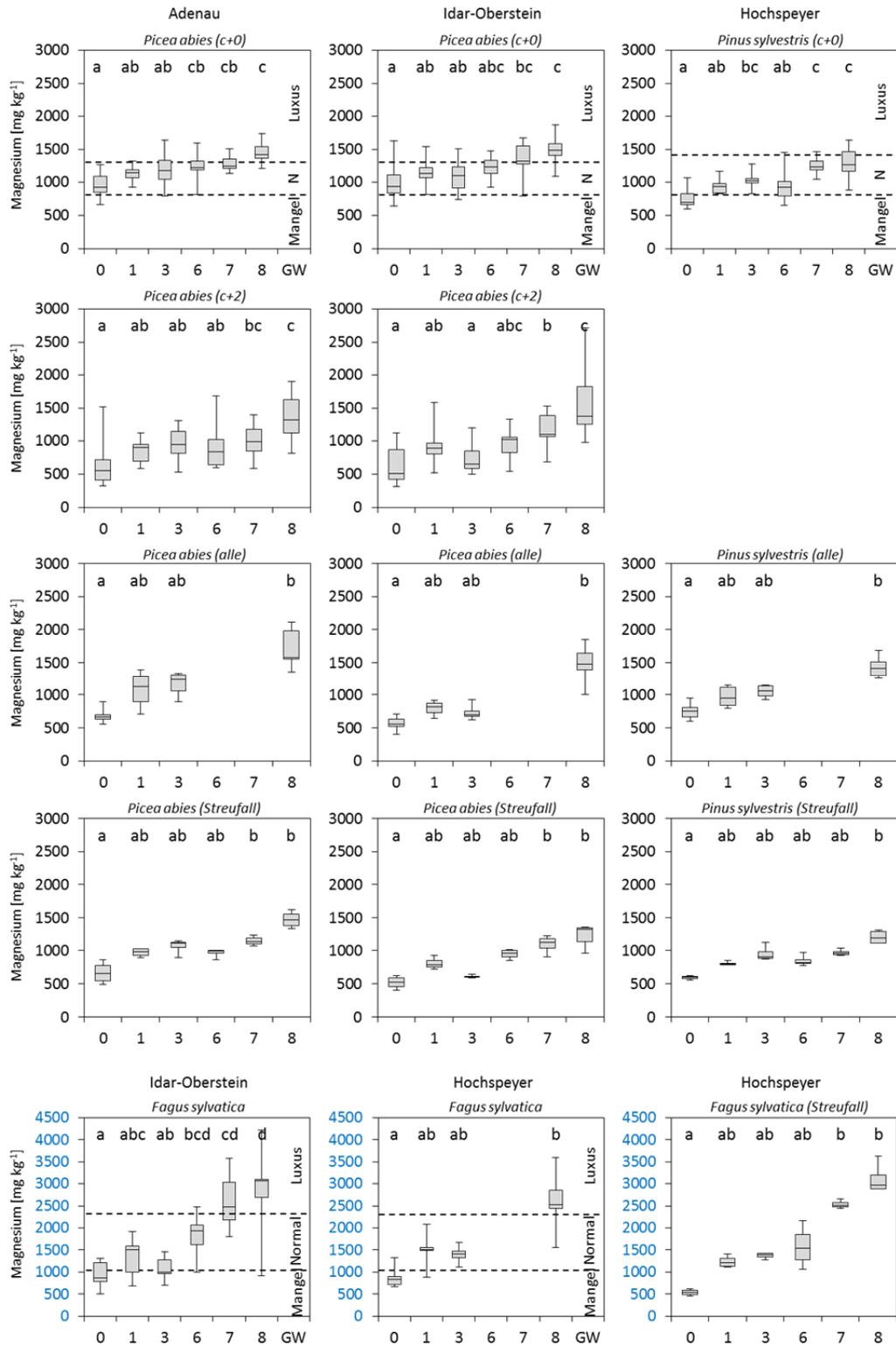


Tabelle 23

Zuordnung der Varianten der Versuchsanlagen AD und IO anhand des Medians der Mg-Konzentrationen in die Bewertungsstufen (Alterslinien) für Fichte nach Reemtsma (1986).

Bewertungsstufe		Nadel- Jahrgang	Mg-Konzentration [mg kg ⁻¹]	Varianten Adenau	Varianten Idar-Oberstein
1	Stabile Mg-Konzentrationen in allen Jahrgängen: „gute bis reichliche Versorgung“	c+0 c+2	≥ 1000 > 900	1,3,7,8	6,7,8
2	Altersbedingte Verdünnung: „mangelfreie Ernährung“	c+0 c+2	≥ 1000 700-900	6	1,3
3.1	Mangel: Steiler Abfall der Konzentrationen von dem ersten zu älteren Jahrgängen	c+0 c+2	≥ 1000 300-700		
3.2	Mangel: Geringe Konzentrationen im 1. Jahrgang, 3. Jahrgang noch über Vergilbungsschwelle	c+0 c+2	< 1000 ≥ 300	0	0
3.3	Mangel: Unterschreiten der Vergilbungsschwelle der älteren Nadeln	c+0 c+2	< 1000 < 300		

Kalium

Die Kiefer in HS befindet sich im Bereich der normalen K-Ernährung, die Buchen der Kontrollfläche weisen sogar eine Luxusernährung auf. Die K-Konzentrationen der Fichten in AD und IO (in IO auch die Jungbuchen) liegen zumeist im Mangelbereich.

Signifikante Unterschiede sind zwischen Kontrolle und Variante 8, die tendenziell die niedrigsten K-Konzentrationen aufweist, in AD (c+0 und c+2 Nadeln) sowie in HS und IO (Buchenblätter) vorhanden (Abb. 65). Die höchsten K-Konzentrationen finden sich bei den Buchenblättern und den c+0 Nadeln stets bei den Bäumen der Kontrollflächen. Bei K zeigt sich eine deutliche Abnahme der Konzentration mit dem Alter der Nadeln. Die K-Düngung der Variante 7 macht sich insbesondere in den c+2 Nadeln und den Nadeln des Streufalls bemerkbar, die tendenziell höhere K-Konzentrationen als die anderen Kalkungsvarianten aufweisen.

Mangan

Die Mn-Konzentrationen nehmen in allen Nadel- und Blattproben mit zunehmender Kalkdosis ab (Abb. 66). Die Grenze zu einer Mangelernährung wird jedoch auch bei der Variante 8 auf keiner der Flächen unterschritten. Die deutlichste Reduktion der Konzentrationen findet in IO sowohl bei Fichte als auch bei der Buche statt. Die Proben der Kiefern und Buchen in HS weisen deutlich niedrigere Konzentrationen als die Proben aus AD und IO auf.

Abbildung 65

Boxplots der K-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013). Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.

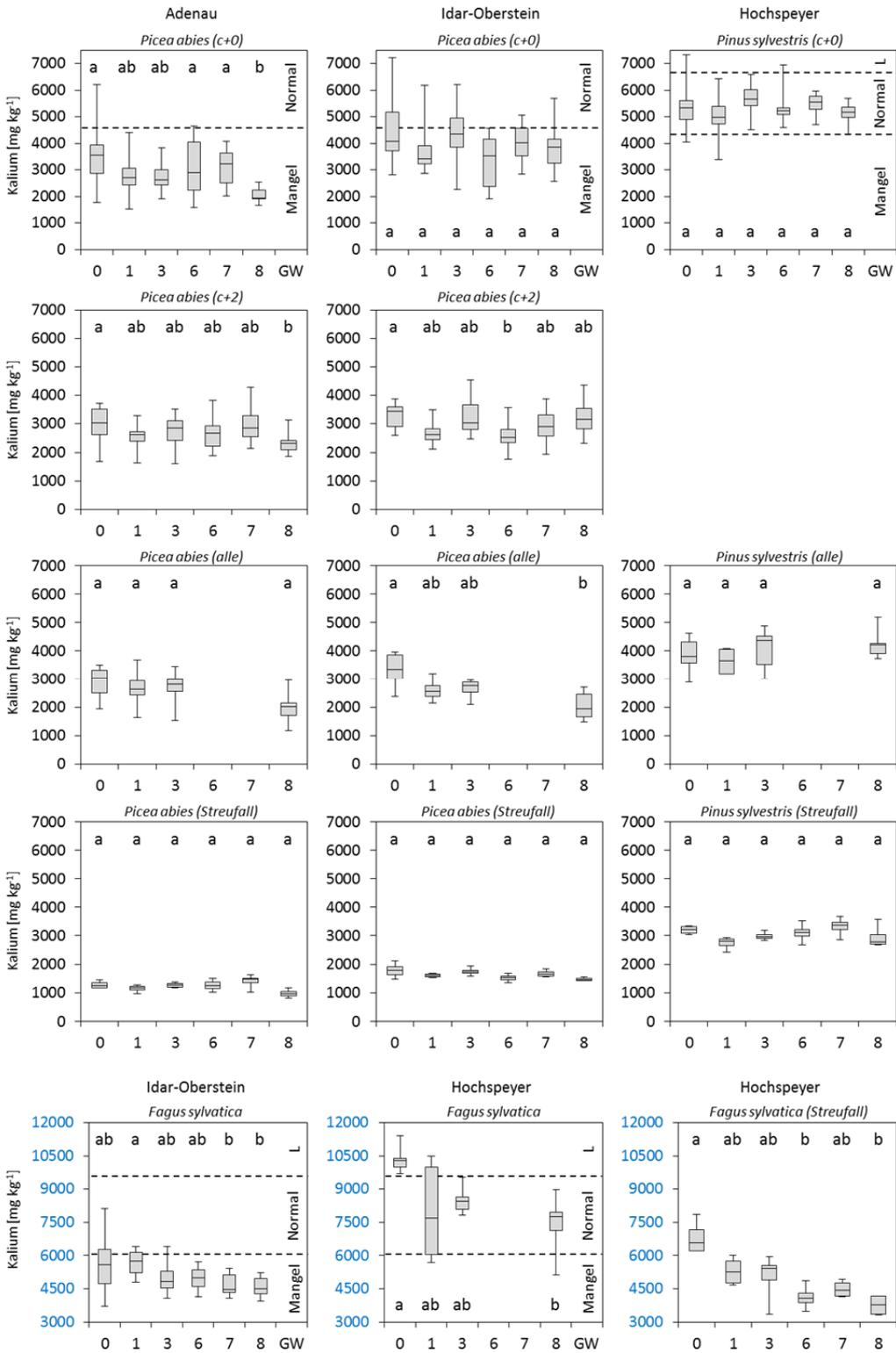
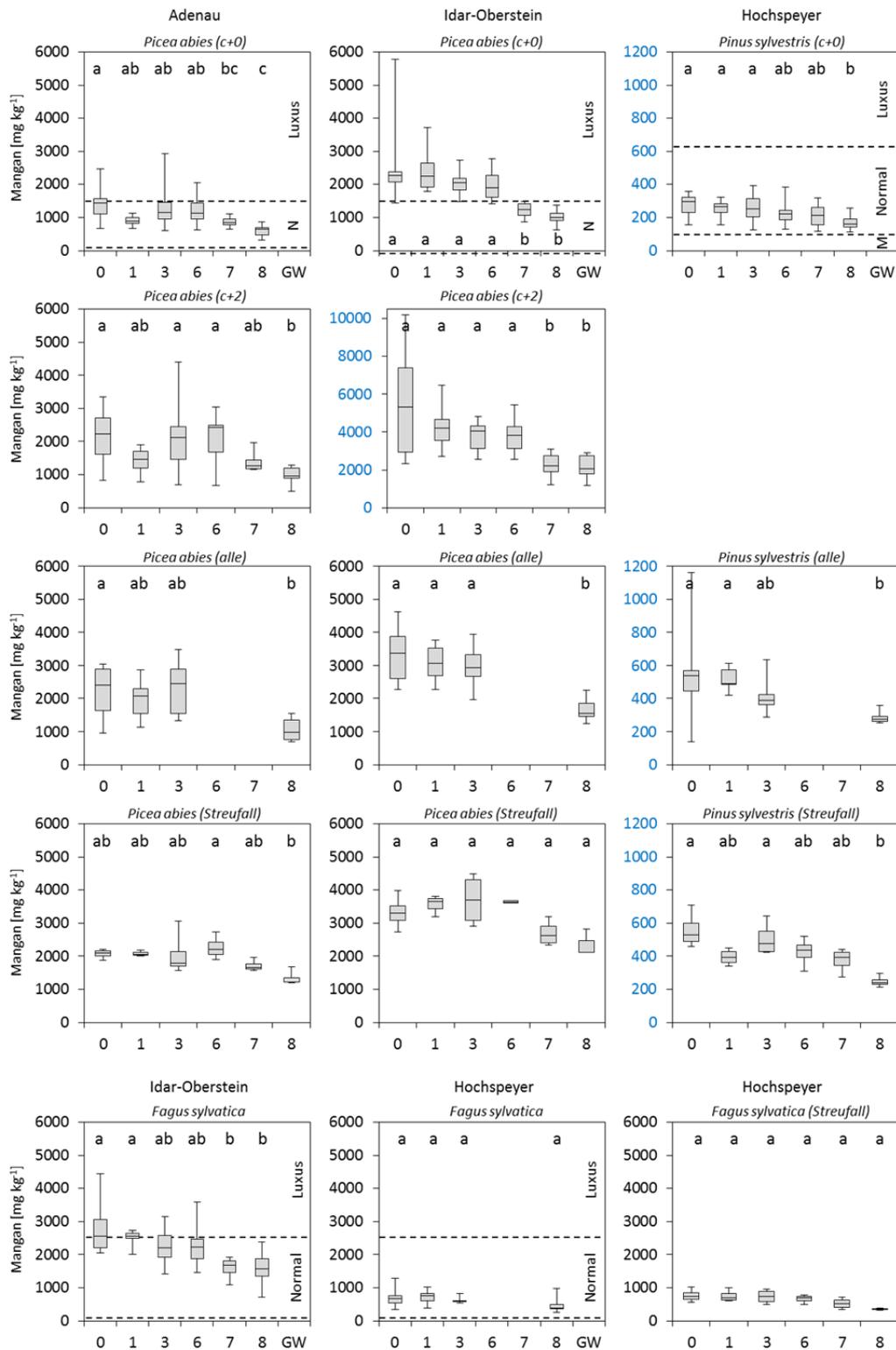


Abbildung 66

Boxplots der Mn-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013). Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.



Eisen

Während die Nadelspiegelwerte der Fichte und Kiefer zumeist an der Grenze zwischen Mangel und normaler Ernährung liegen, befinden sich die Fe-Konzentrationen der Buchenblätter sowohl in IO als auch in HS im Mangelbereich. Einzig in IO deutet sich eine Abnahme der Fe-Verfügbarkeit nach der Kalkung an (Abb. 67). Sowohl die Buchenblätter als auch die Konzentrationen in den c+2 Nadeln weisen auf den meisten gekalkten Varianten signifikant niedrigere Werte gegenüber der Kontrolle auf.

Schwefel

Die S-Ernährung liegt bei allen Versuchsflächen im Normalbereich (Abb. 68). Bei Fichte und Kiefer sind die Konzentrationsunterschiede zwischen c+0 und c+2 Nadeln gering. Die Nadeln im Streufall weisen niedrigere S-Konzentrationen auf. Deutlichere Unterschiede zeigen sich bei den Buchen in HS zwischen den geernteten Blättern und den Blättern im Streufall. Die Kalkung wirkt sich offenbar nicht auf die S-Ernährung der beprobten Fichten und Kiefern aus, lediglich bei den Buchenblättern in HS zeigt sich eine (nicht signifikante) Reduktion der S-Konzentration auf den gekalkten Varianten.

Die S-Konzentrationen der c+0 und c+2 Nadeln der Kontrolle und der Variante 8 liegen 2011 auf dem gleichen Niveau der 2005 bis 2007 gewonnenen Nadelproben, bei denen auch für die restlichen Varianten die S-Konzentration bestimmt wurde. Auch bei diesen Probenahmen zeigen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten (Daten nicht gezeigt).

Bor

Die B-Konzentrationen der Fichtennadeln und Buchenblätter sind auf den gekalkten Varianten gegenüber der Kontrolle reduziert und liegen bei den c+0 Nadeln der Variante 8 im Mangelbereich (Abb. 69). Auch die B-Konzentrationen der Kiefernadeln im Streufall sind tendenziell niedriger auf den Varianten mit hoher Kalkdosis, unterscheiden sich jedoch nicht signifikant. Durch die schlechte interne Verlagerbarkeit (Larcher 2001, S. 178) findet kein Transport von alten in rezente Nadeln oder vor dem Blattabwurf statt.

Zink

Für Zn weisen die Nadeln des c+0-Jahrgangs keinen Anstieg der Konzentrationen auf (Abb. 70). Jedoch nehmen die Gehalte mit steigender Kalkdosis in den Buchenblättern, den älteren Nadeljahrgängen und im Streufall zu.

Abbildung 67

Boxplots der Fe-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013). Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.

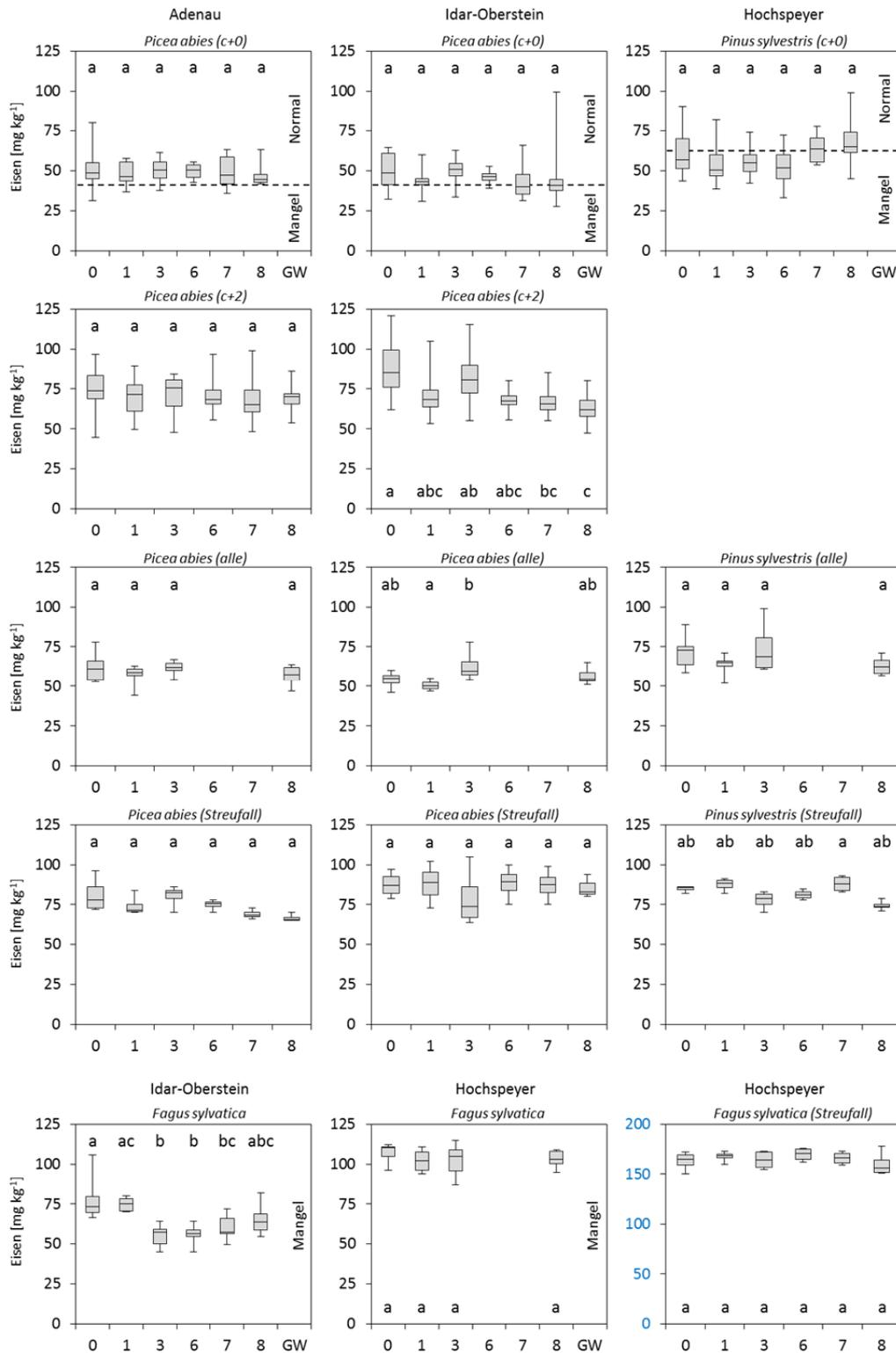


Abbildung 68

Boxplots der S-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.

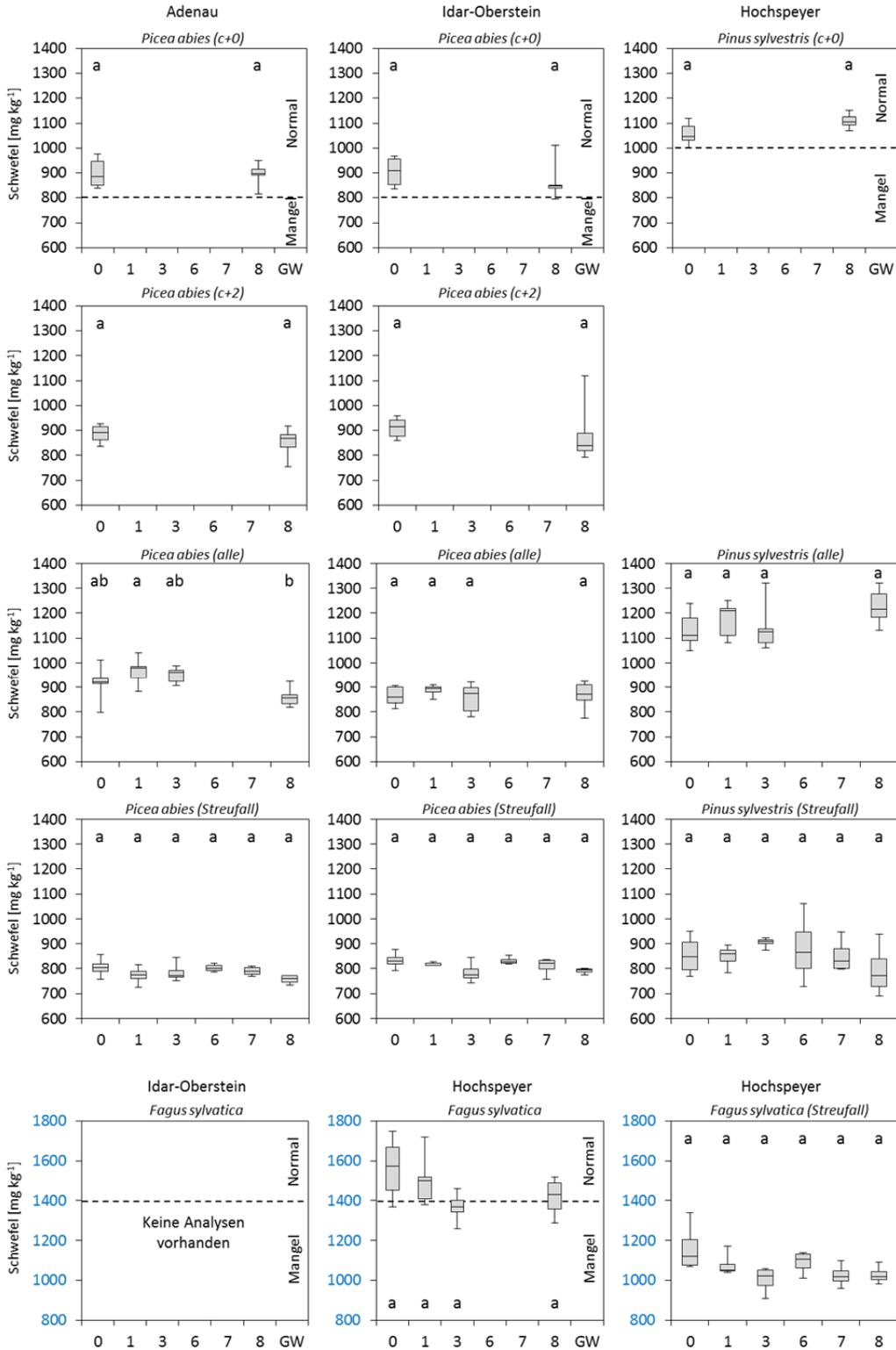


Abbildung 69

Boxplots der B-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet

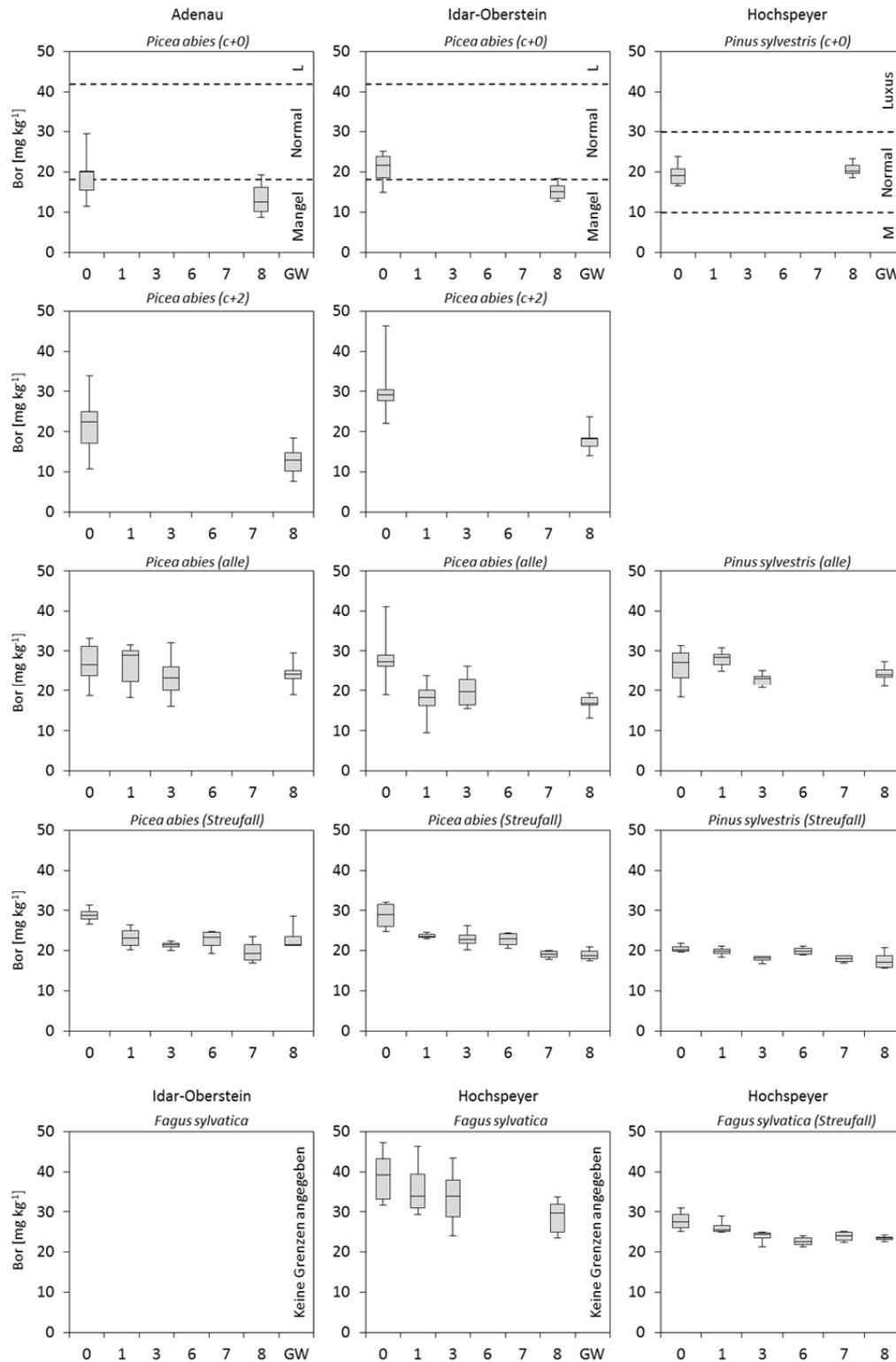
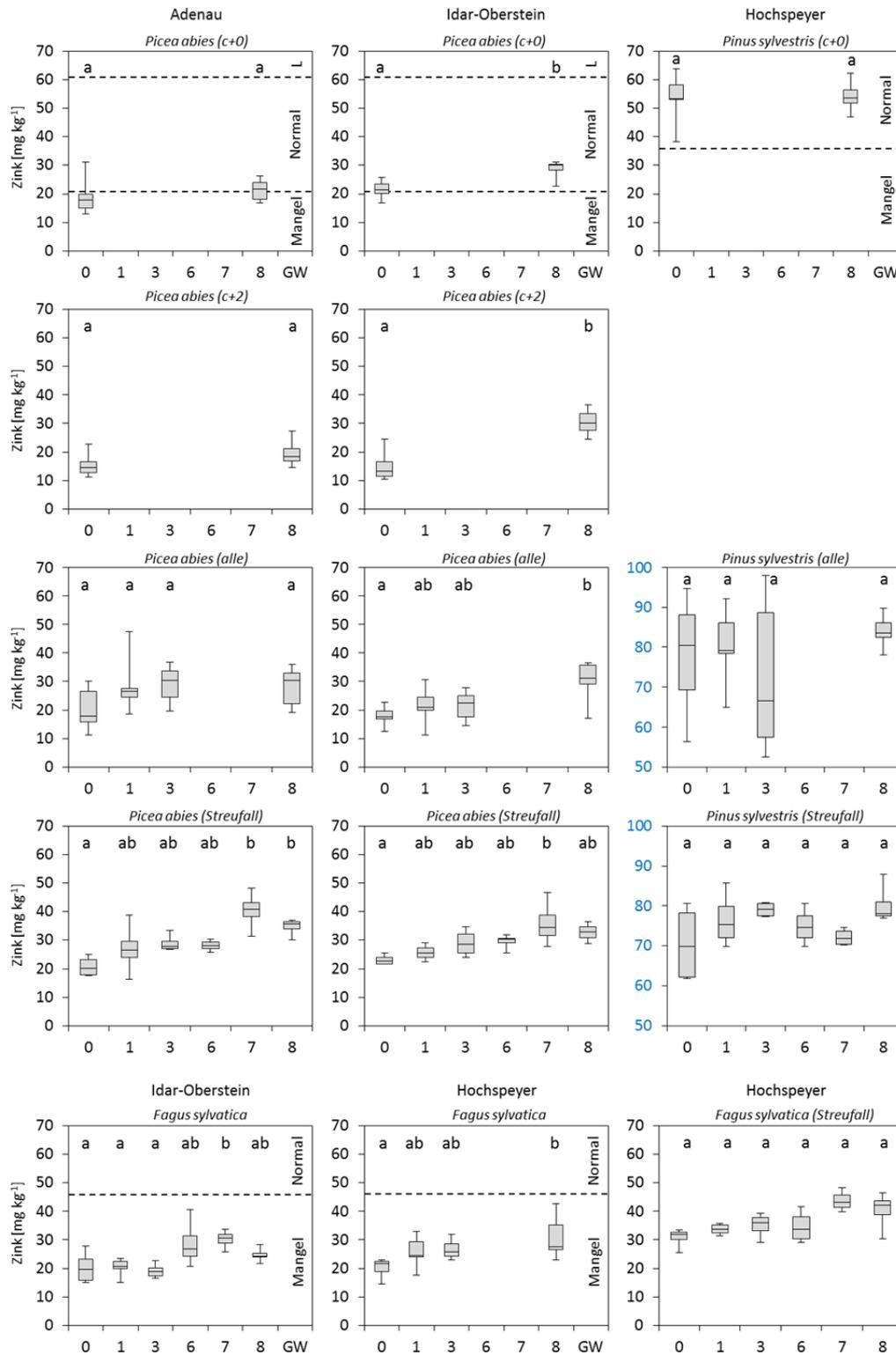


Abbildung 70

Boxplots der Zn-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Die unterbrochenen horizontalen Linien repräsentieren die Schwellenwerte nach Göttlein et al. (2011). Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Die Analyseergebnisse der Buche in IO stammen aus Rubo (2013). Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Boxplots abweichende Skalierung an.



Weitere Elemente

Al stellt für Pflanzen kein Nährstoff dar, wird jedoch wie alle am Standort verfügbaren Elemente in gewissen Umfang in den Vegetationsorganen akkumuliert (Sitte et al. 1991, S. 320). Für die drei Versuchsflächen liegen die Al-Konzentrationen auf dem Niveau von Fe und Na (Abb. 72). Na stellt für die untersuchten Pflanzenarten ebenfalls keinen essentiellen Nährstoff dar. In AD und IO nimmt bei *Picea abies* die Al-Konzentrationen in den Nadeln mit zunehmender Kalkdosis ab (Abb. 71). Dagegen zeigen die Nadel- bzw. Blattproben von *Pinus sylvestris* und *Fagus sylvatica* in HS keine Unterschiede zwischen den Varianten.

Die Na-Konzentrationen zeigen in HS keine eindeutige Beeinflussung durch die Kalkung (Abb. 72). Die Proben aus AD weisen deutlich höhere Na-Konzentrationen als die beiden anderen Flächen auf, die in c+0-, c+2-Nadeln sowie der Mischprobe aller Jahrgänge auf der Kontrolle tendenziell oberhalb der Kalkungsvarianten liegen. Im Streufall hingegen weisen die auf den Kalkungsvarianten gesammelten Proben eine Tendenz zu höheren Na-Konzentrationen auf, was ebenfalls in IO zu beobachten ist.

Cd wurde nur bei den Proben der Kontrolle und der Variante 8 analysiert, um eine mögliche Beeinflussung durch die P-Düngung zu erfassen. Signifikante Unterschiede sind zwischen den Varianten jedoch nicht vorhanden (Abb. 73).

Tabelle 24

Lage des Medians nach den Grenzwerten von Göttlein et al. (2011):

- = Mangel, 0 = Normalbereich, + Überschuss.

Var.	Adenau (<i>Picea abies</i>)						Idar-Oberstein (<i>Picea abies</i>)						Hochspeyer (<i>Pinus sylvestris</i>)					
	0	1	3	6	7	8	0	1	3	6	7	8	0	1	3	6	7	8
N	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0
P	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0
Ca	-	-	-	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0
Mg	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	+	+	-	0	0	0	0	0
Mn	+	0	0	0	0	0	+	+	+	+	0	0	0	0	0	0	0	0
Fe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	-	-	0	0
S	0					0	0					0	0					0
Cu	0					0	0					0	0					0
Zn	-	Nicht analysiert				0	0	Nicht analysiert				0	0	Nicht analysiert				0
B	0					-	0					-	0					0

Abbildung 71

Boxplots der Al-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet. Blaue Beschriftungen der Y Achse zeigen eine zu den restlichen Box-plots abweichende Skalierung an.

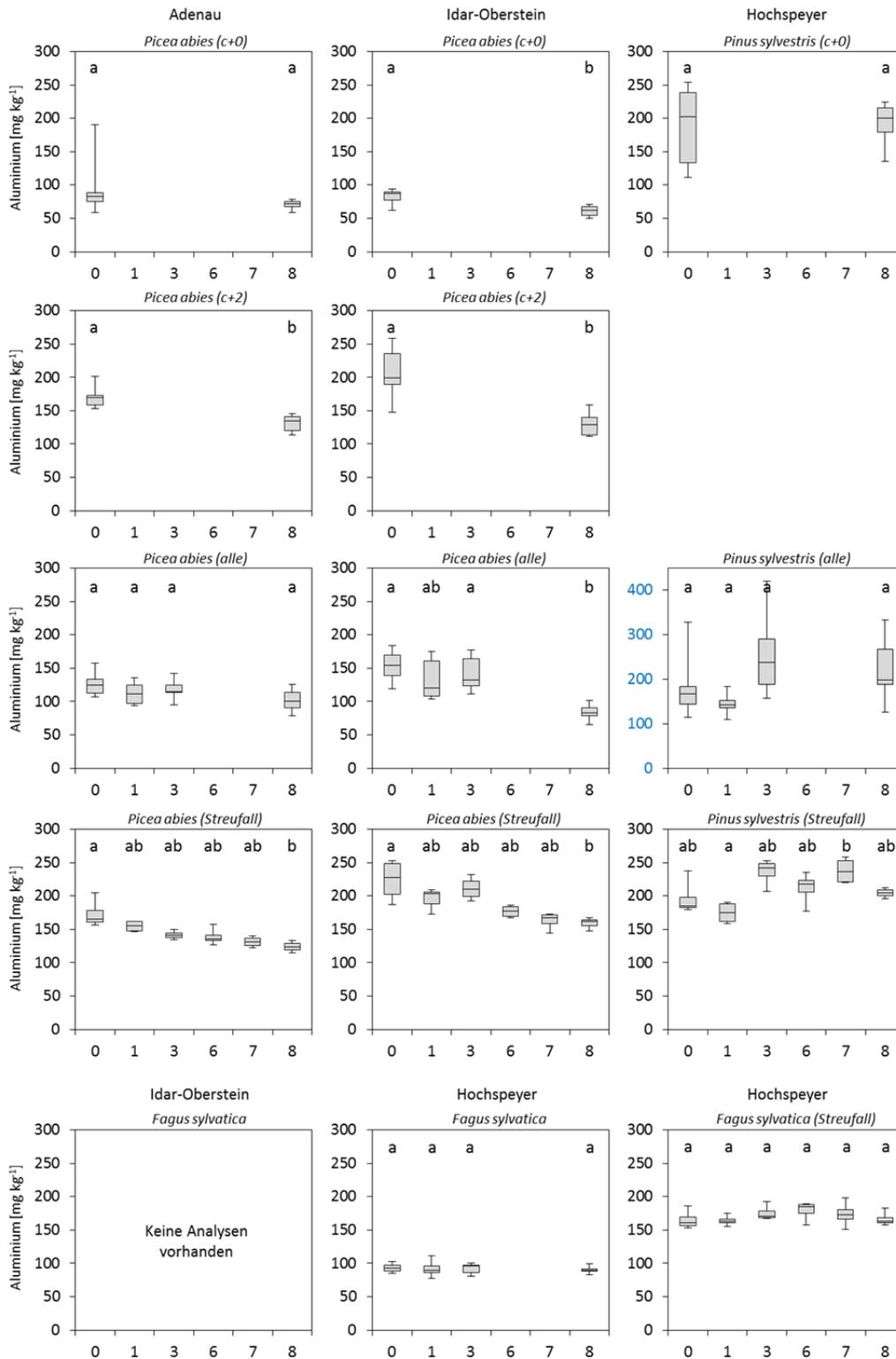


Abbildung 72

Boxplots der Na-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.

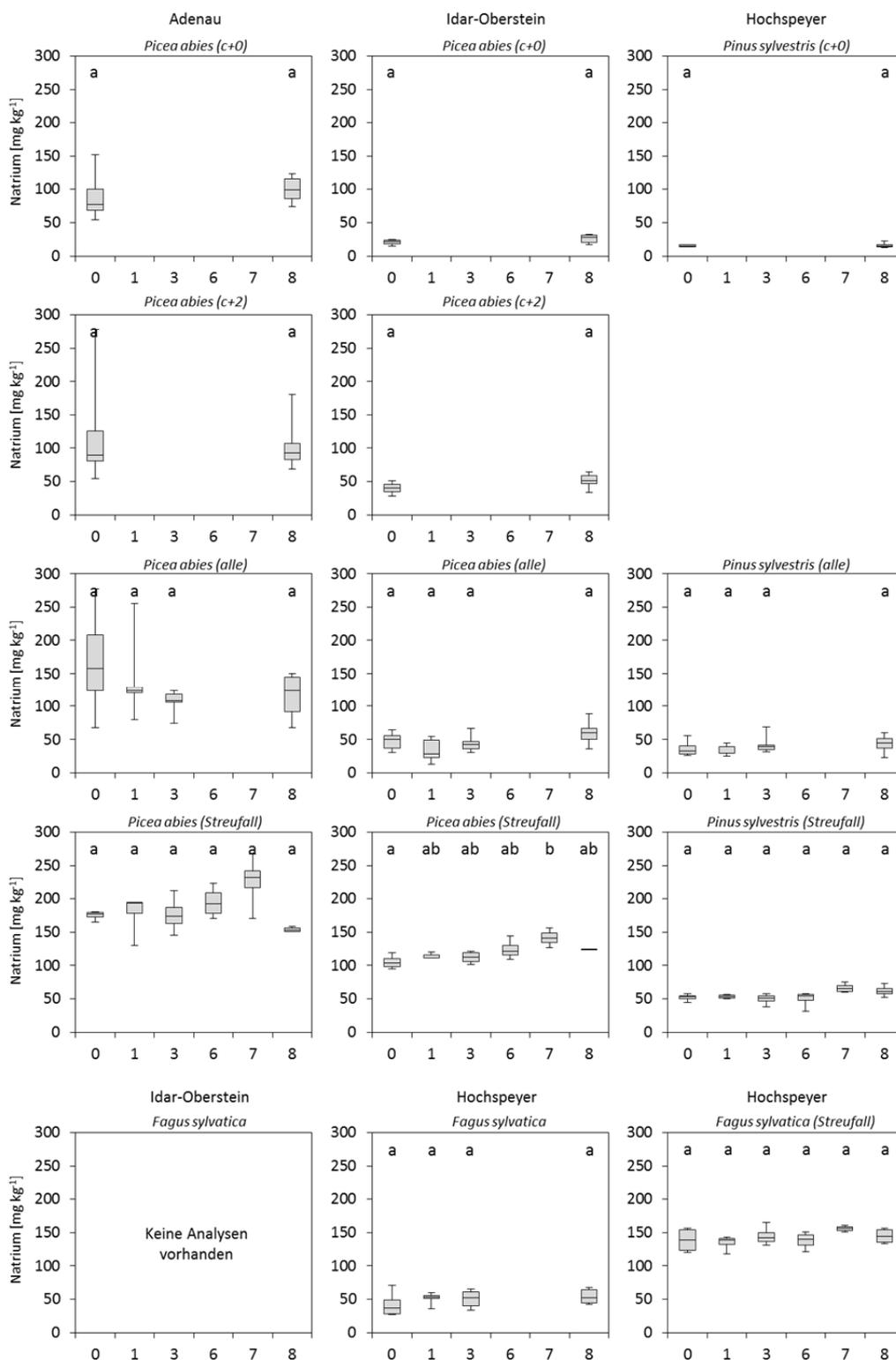
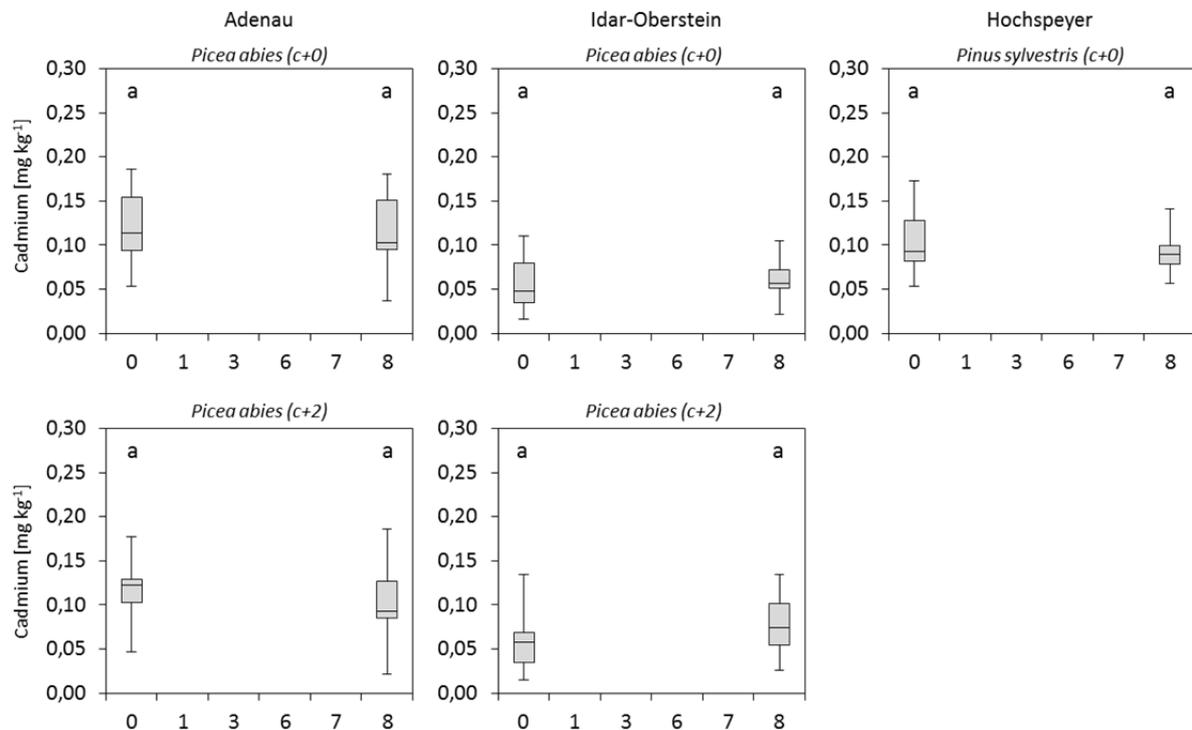


Abbildung 73

Boxplots der Cd-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen. Signifikante Unterschiede in den Mittelwerten (einfaktorielle ANOVA mit Post-Hoc Scheffe-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.



4.3.2 Nährstoff-Verhältnisse

Als Alternative zum Einsatz von Grenzwerten wurde die Verwendung von Zwei-Element-Verhältnissen empfohlen, um die Ausgewogenheit verschiedener Nährstoffe zueinander zu betrachten und die Auswirkungen von Verdünnungseffekten durch das Wachstum zu reduzieren (Flückiger & Braun 2003). Diese Betrachtung wurde von Fiedler & Höhne (1984, 1987) auf drei (N, P, K) und von Ingestad (1979) auf fünf (N, P, K, Ca, Mg) erweitert.

N:P-Verhältnis

Sowohl in AD als auch in IO weisen die Fichten der Kontrolle und der Variante 1 das höchste Ungleichgewicht im N:P-Verhältnis der c+0 Nadeln auf, das von Flückiger & Braun (2003) zwischen 7 und 12 als ausgeglichen angegeben wird (Abb. 74). Die beprobten Individuen der Variante 8 liegen hingegen alle im Bereich der ausgeglichenen Ernährung und unterscheiden sich signifikant von der Kontrolle.

In HS weisen die Varianten 1 und 3 im Mittel eine ausgeglichene N:P-Ernährung auf, jedoch liegt keine Variante mit allen beprobten Individuen im Bereich der ausgeglichenen Ernährung (12-15) nach

Wehrmann (1959b). Die N:P-Verhältnisse der c+0 Nadeln schwanken zwischen einer N-limitierten (< 12), was für die Varianten 7 und 8 der Fall ist, und einer P-limitierten (> 15) Ernährung.

In älteren Nadeln und in den Nadeln im Streufall wird das N:P-Verhältnis auf allen Flächen weiter (Daten nicht gezeigt). Das N:P-Verhältnis der Buchenblätter in IO und HS liegt bei allen Varianten im Bereich der P-Limitierung nach Flückiger & Braun (2003) (Abb. 74).

N:K-Verhältnis

Den Bereich einer ausgeglichene N:K-Ernährung geben Flückiger & Braun (2003) für Fichte mit 1,9 - 3,6 und für Buche mit 2,1 - 3,8 an. In AD liegt das N:K-Verhältnis der c+0 Nadeln aller Varianten im K-limitierten Bereich (Abb. 75). Die Kalkung scheint auf dieser Versuchsanlage eine Erweiterung des N:K-Verhältnisses zu bewirken. Während das N:K-Verhältnis eines Teils der Individuen der Kontrolle noch im Bereich der harmonischen N:K-Ernährung liegt, weist die Variante 8 das weiteste N:K-Verhältnis auf und unterscheidet sich signifikant von dem der Kontrolle. In IO und HS wird das N:K-Verhältnis der c+0 Nadeln demgegenüber offenbar nicht durch die Kalkung beeinflusst. Die Buchen in HS zeigen eine ausgeglichene N:K-Ernährung, in IO hingegen eine stärkere K-Limitierung mit zunehmender Kalkungsmenge.

N:Mg-Verhältnis

Die Kalkung bewirkt eine, bei den hoch dosierten Varianten 7 und 8 zumeist signifikante, Verengung des N:Mg-Verhältnisses (Abb. 76). Das N:Mg-Verhältnis der Fichten und Buchen der Variante 8 liegt im Bereich der N-Limitierung, wobei die beprobten Buchen der Kontrolle zum Großteil eine Mg-Limitierung aufweisen.

Abbildung 74

Mittelwert mit Standardabweichung des N:P-Verhältnis des c+0 Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen (n = 12). Die Bereiche eines ausgeglichenen N:P-Verhältnisses für die Baumarten Fichte, Buche (nach Flückiger & Braun 2003) und Kiefer (nach Wehrmann 1959b) sind grau unterlegt dargestellt.

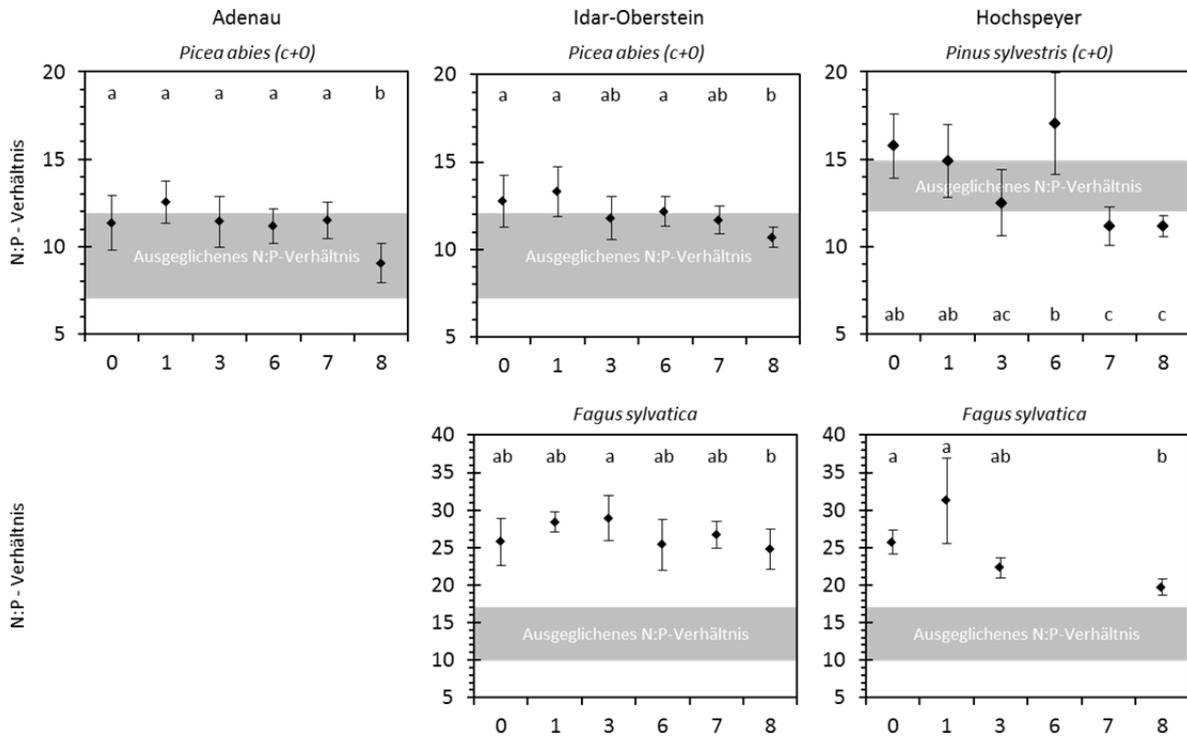


Abbildung 75

Mittelwert mit Standardabweichung des N:K-Verhältnis des c+0 Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen (n = 12). Die Bereiche eines ausgeglichenen N:K-Verhältnisses für die Baumarten Fichte und Buche (nach Flückiger & Braun 2003) sind grau unterlegt dargestellt.

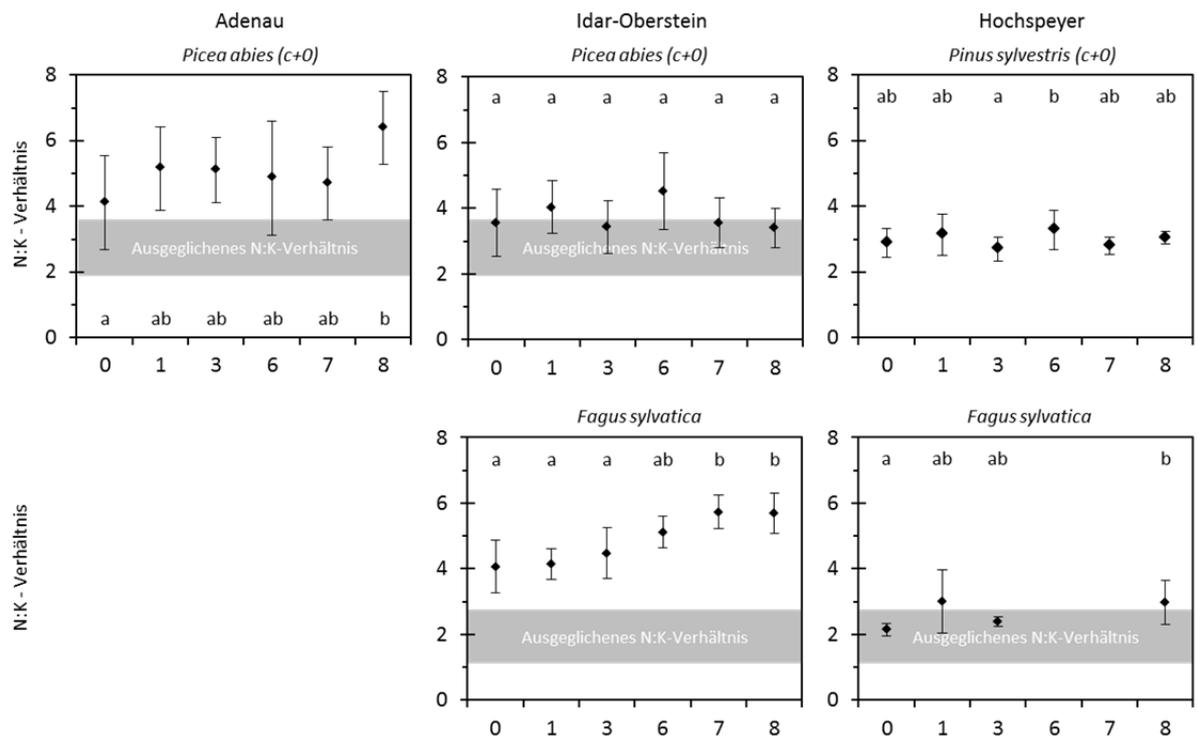
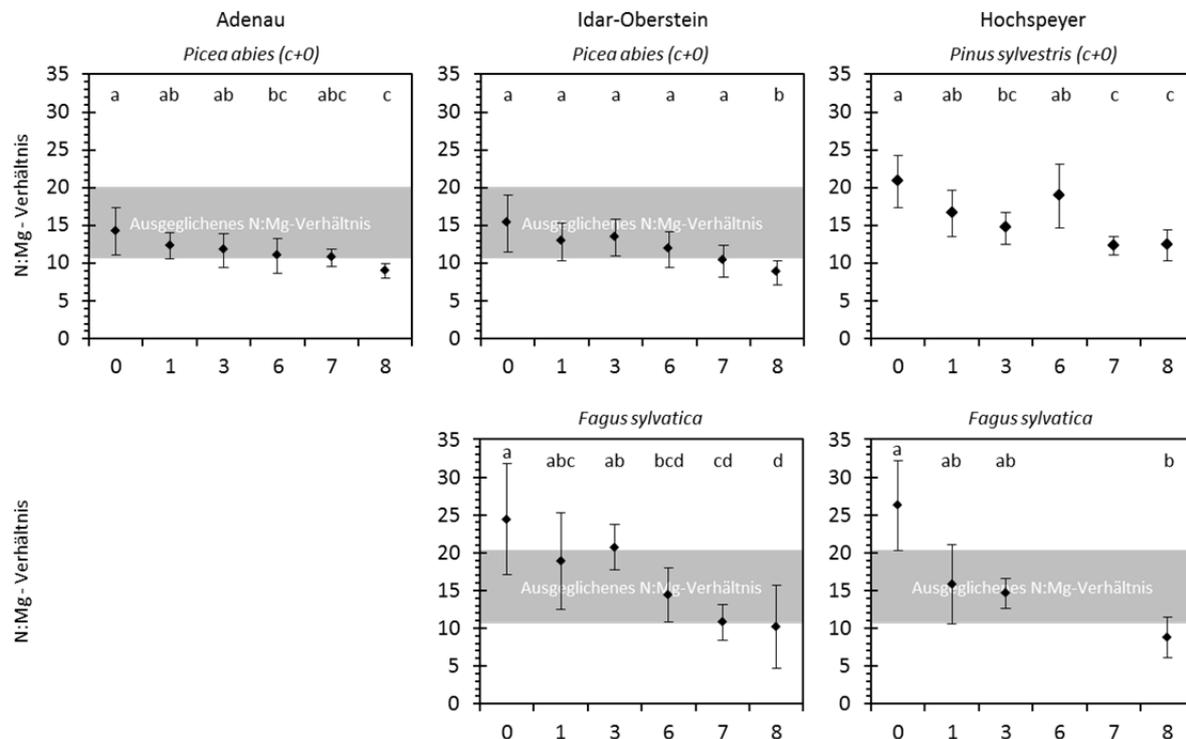


Abbildung 76

Mittelwert mit Standardabweichung des N:Mg-Verhältnis des c+0 Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen (n = 12). Die Bereiche eines ausgeglichenen N:Mg-Verhältnisses für die Baumarten Fichte und Buche (nach Flückiger & Braun 2003) sind grau unterlegt dargestellt.

*N:P:K-Verhältnis*

Fiedler & Höhne (1987) geben das mittlere N:P:K-Verhältnis optimal-wüchsiger Fichtenbestände (Mittelwert aus 20 untersuchten Beständen der Bonität I und I,5) mit 67:8:25 bzw. für Kiefer mit 65,3:6,5:28,2 an (Fiedler & Höhne 1984). Bei Beständen geringerer Bonität bleibt der P-Anteil zwar konstant, dafür sinkt der Anteil von N (auf 58 bei Bonität III) bzw. der Anteil von K steigt (auf 34 bei Bonität III) (Fiedler & Höhne 1987).

In IO befindet sich der Bestand, mit Ausnahme von Variante 1 und 6, noch im Bereich des NPK-Verhältnisses der I bis I,5 Bonität (Abb. 77). Bei den Varianten 1 und 6 liegen der N-Anteil oberhalb und der K-Anteil unterhalb des Bereiches. Bei den Kiefernnadeln in HS zeigt sich bei allen Varianten eine Verschiebung vom K- hin zum N-Anteil, verglichen mit den Referenzwerten aus Fiedler & Höhne (1984). In AD liegt nur die Kontrolle im Bereich der Bonität I und I,5. Die Kalkungsvarianten zeigen eine Zunahme des N-Anteils und eine Abnahme des K-Anteils, wohingegen der P-Anteil, bis auf Variante 8, keinen Unterschied zwischen den Varianten zeigt. Die Buchen in IO zeigen eine Zunahme des N- und eine Abnahme des K-Anteils mit steigender Kalkgabe.

Auf den Flächen IO und HS ist keine Veränderung des N:P:K-Verhältnisses im Untersuchungszeitraum zu beobachten (Daten nicht gezeigt). In AD hingegen ist auf allen Varianten

ein Trend hin zu einem größeren N-Anteil, verbunden mit einer Abnahme des K-Anteils zu beobachten, der auf den Kalkungsvarianten stärker als auf der Kontrolle ausgebildet ist (Abb. 78).

Abbildung 77

Mittelwert mit Standardabweichung des N:P:K-Verhältnis des ersten Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen (n = 12). Die Bereiche des N:P:K-Verhältnisses für Fichte (Fiedler & Höhne 1987) für die I bis I,5 Bonität sind grau unterlegt, die Werte für die Kiefer (Fiedler & Höhne 1984) als unterbrochenen Linien dargestellt.

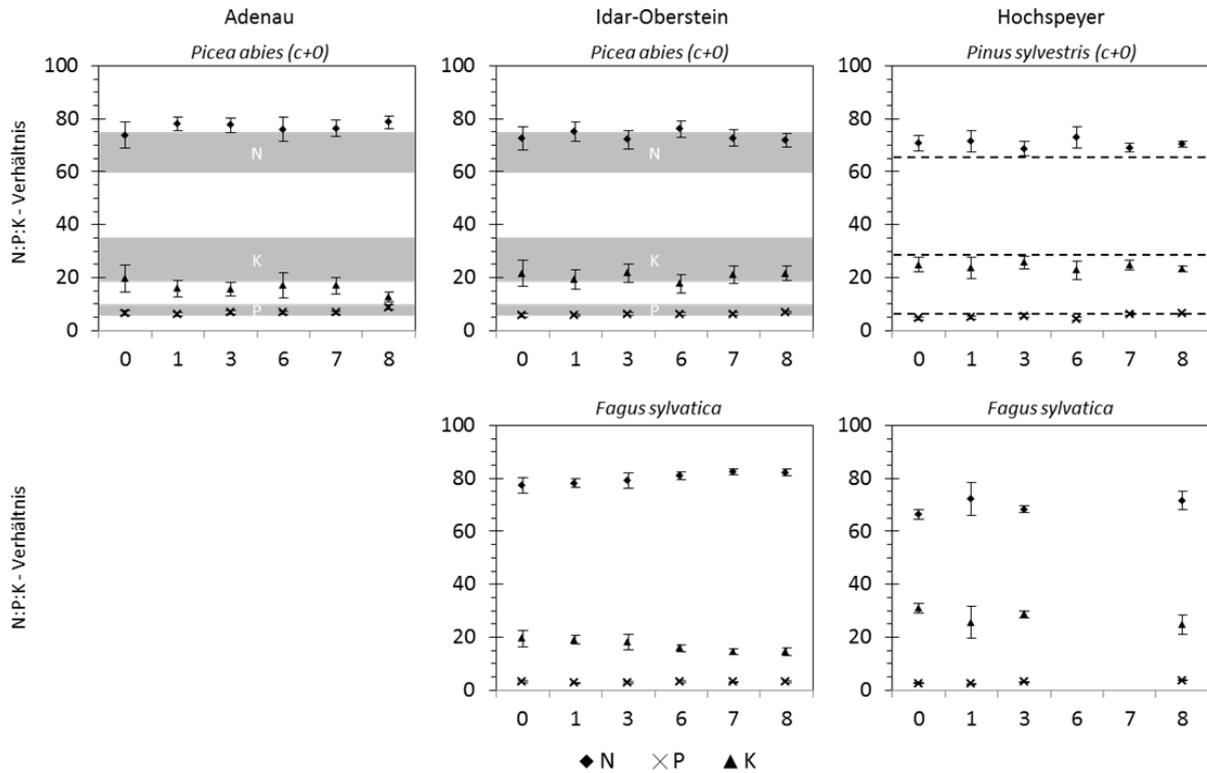
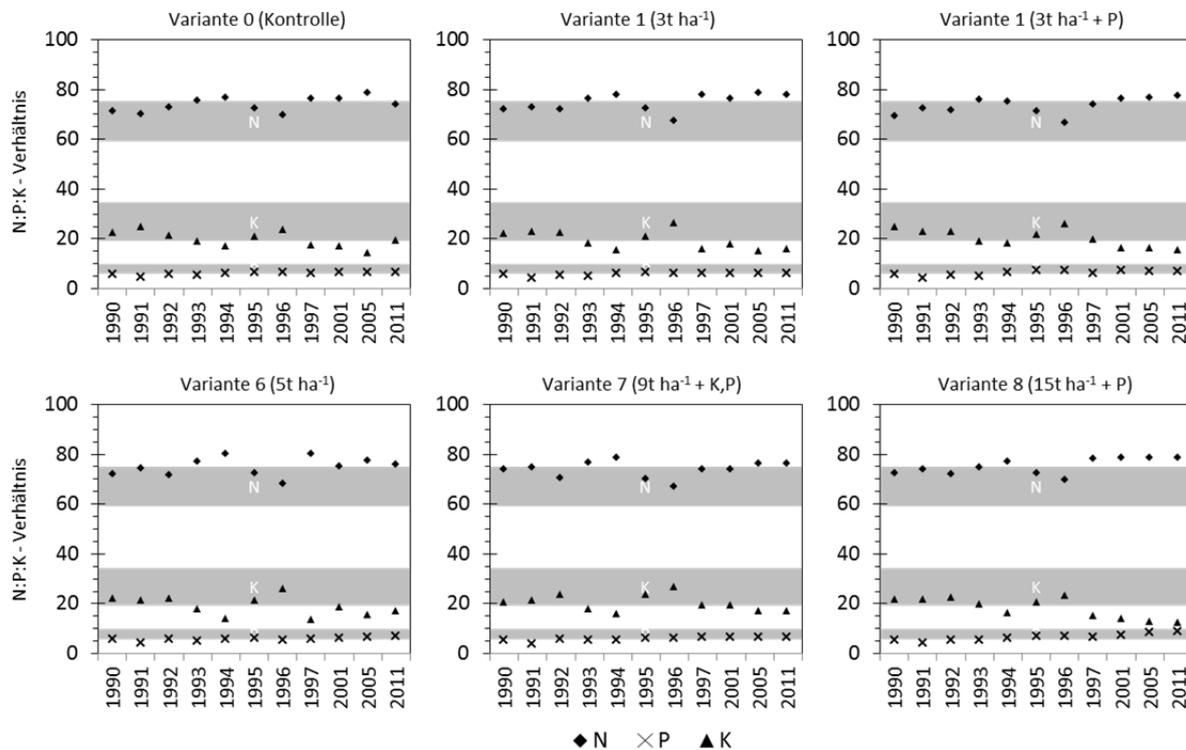


Abbildung 78

Mittelwert des N:P:K-Verhältnisses des ersten Nadeljahrgangs der von 1990 bis 2011 beprobten Bäume in Adenau. Die Bereiche des N:P:K-Verhältnisses für Fichte (Fiedler & Höhne 1987) für die I bis I,5 Bonität sind grau unterlegt.



4.3.3 Compositional Nutrient Diagnosis

4.3.3.1 Berechnung

Auch mit der CND (Compositional Nutrient Diagnosis) nach Parent & Dafir (1992) werden die Relationen der Nährstoffe zueinander betrachtet. Für alle in die Berechnung einbezogenen Nährstoffe werden Indizes berechnet, die Aussagen über den Ernährungszustand eines Bestandes im Verhältnis zu einem optimal ernährten Referenzbestand ermöglichen.

Die CND stellt eine Erweiterung des DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System) dar (Parent & Dafir 1992). Mit DRIS werden ebenfalls Nährstoffverhältnisse zweier Bestände miteinander verglichen, jedoch geschieht dies einzeln für jedes Nährstoffpaar (z.B. N/P, N/K, N/Ca usw.). Mittels CND wird hingegen für alle Nährstoffe eines Bestandes ein geometrisches Mittel gebildet, was eine mehrdimensionale Betrachtung ermöglicht (Parent & Dafir 1992; Doucet 1997) und die Genauigkeit bei der Berechnung des Einflusses eines einzelnen Elements auf ein vorhandenes Nährstoffgleichgewicht erhöht (Schaller et al. 1995). Die von CND und DRIS identifizierten Mangellemente stimmen zumeist überein (Parent et al. 1994).

Veränderungen der Konzentration eines Elements führen zu Veränderungen aller Verhältnisse der Elemente zueinander (Beauregard et al. 2010). Bei diesem Ansatz werden sowohl die Verhältnisse der Elemente zueinander als auch die Höhe der Elementkonzentrationen verglichen mit dem Referenzbestand betrachtet.

Auf den Versuchsflächen ist keine Variante mit einer Volldüngung vorhanden, die als optimal bzw. ausgeglichen ernährter Referenzbestand herangezogen werden kann. Als optimal ernährt werden generell Bestände mit einem hohen Wachstum betrachtet (Fiedler et al. 1973, S. 288). Um einen Referenzbestand zu bilden, wurden deshalb aus dem Datenbestand der rheinland-pfälzischen Waldernährungserhebung 2006/2007 (WEE) (vgl. MUFV 2009) die nicht gekalkten Fichten- bzw. Kiefernflächen mit Bonität I oder besser ausgewählt, welche den Beständen mit dem höchsten Wachstum entsprechen. Gekalkte Bestände wurden ausgeschlossen, da ein Einbeziehen vermutlich die mittleren Verhältnisse der Elementgehalte denen der Kalkungsvarianten des Kompensationsversuchs angenähert hätte. Die Abweichungen zum Referenzbestand der gekalkten Flächen wären so zum Teil durch die gleiche Behandlung bestimmt, was eine Interpretation der Veränderung der Nährstoffverhältnisse durch die Kalkung auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit verfälschen würde. Flächen außerhalb von Rheinland-Pfalz wurden nicht in die Berechnung mit aufgenommen, da sich die Nährstoffkonzentrationen je nach geographischer Lage und klimatischen Bedingungen ändern können, was sowohl durch Unterschiede in den Standortverhältnissen, der Deposition als auch durch genetische Unterschiede bedingt sein kann (Evers 1973; Cape et al. 1990; Kang et al. 2011).

Anstatt des Mittelwertes und Streuung eines Referenzbestandes, gebildet aus mehreren beprobten Individuen, wurde somit der Mittelwert und die Streuung mehrerer Bestände als Referenzbestand verwendet. Werden die ernährungskundlichen Grenzwerte nach Göttlein et al. (2011) auf den so gebildeten Referenzbestand angewendet, liegen die Konzentrationen in den c+0 Nadeln zum Großteil im Normalbereich (Abb. 79, Abb. 80). Lediglich die P-Konzentrationen weisen sowohl bei Fichte als auch bei Kiefer zum Teil auf eine Mangelernährung hin.

Abbildung 79

Elementkonzentrationen der c+0 und c+2 Nadeln des, aus den Daten der rheinland-pfälzischen Waldernährungserhebung 2006/2007 (nicht gekalkten Fichtenflächen mit Bonität I oder besser) gebildeten Fichten-Referenzbestand (n = 12), bewertet anhand der Grenzwerte nach Göttlein et al. (2011).

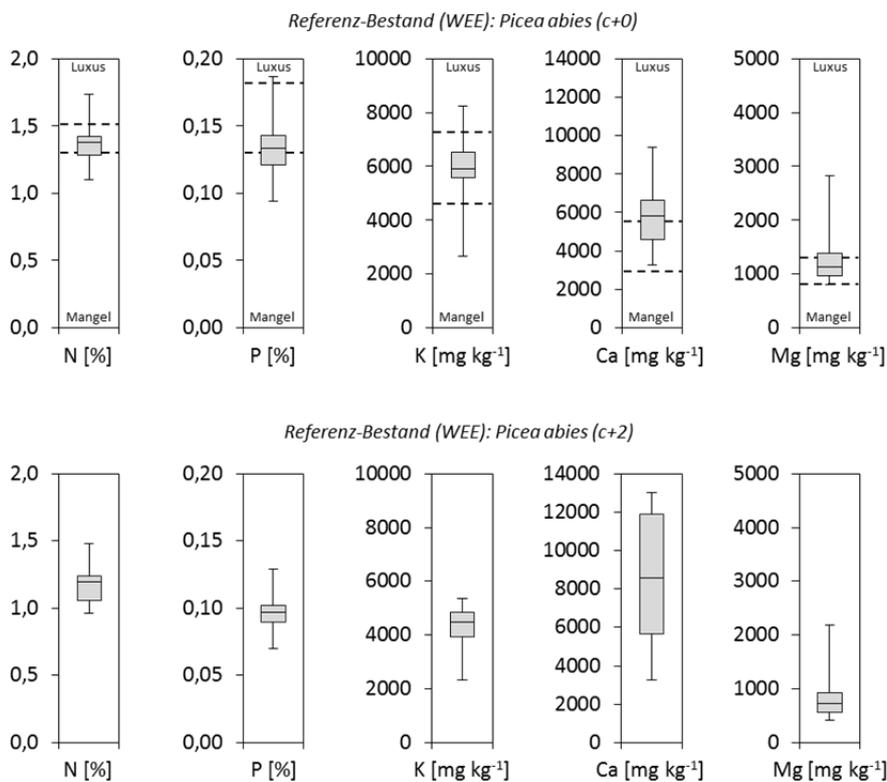
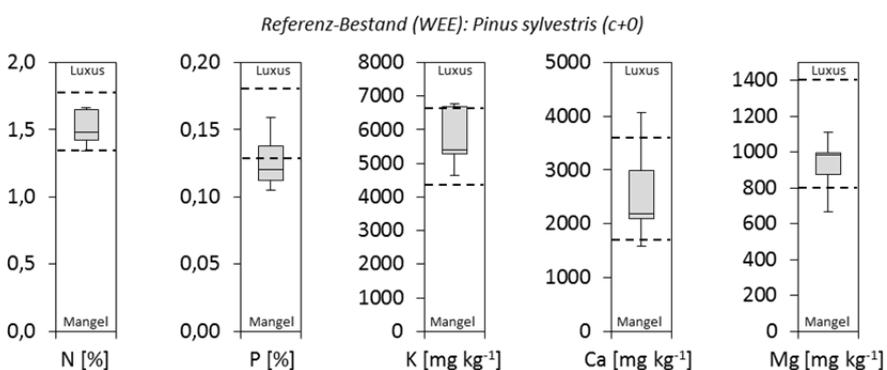


Abbildung 80

Elementkonzentrationen der c+0 Nadeln des, aus den Daten der rheinland-pfälzischen Waldernährungserhebung 2006/2007 (nicht gekalkten Kiefernflächen mit Bonität I oder besser) gebildeten Kiefer-Referenzbestand (n = 6), bewertet anhand der Grenzwerte von nach Göttlein et al. (2011).



Im Folgenden werden die grundlegenden Berechnungen der CND skizziert. Eine detailliertere Beschreibung der Methode und der einzelnen Berechnungsschritte findet sich in Parent & Dafir (1992), Doucet (1997) und Parent et al. (2005). Für die CND wurden die fünf Elemente N, P, K, Ca und Mg ausgewählt. Da sich die Auswertung immer auf die gesamte Blattmasse bezieht, wird aus den Elementen ein Füllvariable R_5 berechnet:

$$R_5 = 100 - (N + P + K + Ca + Mg) \text{ [alle Angaben in \%]} \quad [29]$$

Das geometrische Mittel (G) der in die Berechnung einfließenden Elemente und der Füllvariable R_5 berechnet sich wie folgt:

$$G = (N * P * K * Ca * Mg * R_5)^{\frac{1}{6}} \text{ [alle Angaben in \%]} \quad [30]$$

Im Anschluss wird für jedes Element x die *log ratio* V_x berechnet:

$$V_x = \ln\left(\frac{x}{G}\right) \quad [31]$$

und diese mit der *log ratio* des Referenzbestand (V_x^*) verglichen. Dabei wird für jedes Element x ein CND-Index (I_x) berechnet:

$$I_x = \left(\frac{V_x - V_x^*}{s_x^*}\right) \quad [32]$$

s_x^* steht für die Standardabweichung des Elements x des Referenzbestandes. Als Ergebnis liegt nun für jedes einbezogene Element ein CND-Index vor. Der Index kann gleich Null, negative oder positive Werte annehmen. Ein negativer Wert zeigt an, dass das Verhältnis des entsprechenden Elements zu den restlichen Elementen weiter ist als im Referenzbestand und weist auf einen Mangel hin. Positive I-Werte hingegen zeigen dementsprechend einen Überschuss verglichen mit dem Referenzbestand an, was ebenfalls ein Ungleichgewicht in der Ernährung bedeuten kann.

Nach Parent et al. (2005) können die einzelnen CND-Indices zu dem Parameter $CNDr^2$ zusammengefasst werden [33], wobei Werte nahe Null für eine ausgewogene Ernährung stehen und mit steigendem $CNDr^2$ die Ernährung zunehmend unausgewogener im Vergleich zum Referenzbestand wird (Lteif et al. 2008).

$$CNDr^2 = I_N^2 + I_P^2 + I_K^2 + I_{Ca}^2 + I_{Mg}^2 \quad [33]$$

4.3.3.2 Ergebnisse: Einstufung der Kontrolle

In AD weicht das Verhältnis von Ca zu den anderen in die Berechnung mit einbezogenen Elemente am stärksten von dem Verhältnis des Referenzbestandes ab ($I_{Ca} = -2,6$) (Abb. 81). Das negative Ergebnis zeigt, dass verglichen mit den Verhältnis des Referenzbestandes das Verhältnis von Ca zu den anderen Elementen weiter ist. K weist ebenfalls ein weiteres Verhältnis zu den anderen Elementen auf als dies beim Referenzbestand der Fall ist ($I_K = -0,8$). Diese Einstufung von Ca und K passt zu der Bewertung der Konzentrationen nach Göttlein et al. (2011), nach der die Ca- und K-Konzentrationen

dem Mangelbereich zugeordnet werden, und zum N:K-Verhältnis, was ebenfalls auf eine K-Limitierung hinweist. Sowohl N ($I_N = 2,5$) als auch P ($I_P = 1,9$) liegen in einem engeren Verhältnis zu den restlichen Elementen als im Referenzbestand vor und dürften demnach nicht für eine Hemmung des Wachstums durch zu niedrige Konzentrationen sorgen, was jedoch nicht zu der Bewertung der P-Konzentrationen passt. Diese werden nach Göttlein et al. (2011) wie Ca und K ebenfalls dem Mangelbereich zugeordnet. Die Befunde des N:P- bzw. des N:P:K-Verhältnisses stimmen hingegen besser mit den Ergebnissen der CND überein, nach denen in AD kein Mangel für P und ein Überschuss an N zu finden ist. Die Mg-Ernährung wird hingegen von allen drei Verfahren als ausreichend bzw. ausgeglichen eingestuft.

Wie in AD ist auch in IO sowohl das Verhältnis von Ca zu den restlichen Elementen weiter ($I_{Ca} = -2,4$) als auch die Verhältnisse von P ($I_P = 1,2$) und N ($I_N = 2,7$) enger als im Referenzbestand. Auch hier stimmt die Bewertung der Ca-Konzentrationen mit der CND überein bzw. für die P-Konzentrationen nicht überein. Die N-Konzentrationen werden lediglich als „normal“ bewertet, wohingegen die CND einen deutlichen N-Überschuss anzeigt. Sowohl K ($I_K = -0,3$) als auch Mg ($I_{Mg} = 0,1$) sind in IO annähernd im gleichen Verhältnis zu den restlichen Elementen wie im Referenzbestand vorhanden, jedoch werden die K-Konzentrationen in den Mangelbereich eingestuft. Wird nicht der c+0-, sondern die c+2-Nadeljahrgang betrachtet, gibt es sowohl in AD als auch in IO lediglich bei Mg eine Änderung in der Bewertung. Ist das Verhältnis der c+0-Nadeln noch enger als im Referenzbestand, wird das Verhältnis der c+2-Nadeln hingegen weiter ($I_{Mg} = -0,2$ bzw. $-0,4$). Wie auch durch die Bewertungsstufen von Reemtsma (1986) (vgl. Tab. 23) wird die Mg-Ernährung bei der Einbeziehung älterer Jahrgänge ungünstiger eingestuft.

In HS liegen Mg ($I_{Mg} = -1,2$) und P ($I_P = -1,4$) in einem weiteren Verhältnis zu den anderen Elementen vor, als dies im Referenzbestand der Fall ist. Passend dazu werden auch die Konzentrationen der beiden Elemente in den Mangelbereich eingestuft. N hingegen ist wie in AD und IO in einem engeren Verhältnis als im Referenzbestand vorhanden, ohne jedoch anhand der ernährungskundlichen Grenzwerte als im Überschuss bewertet zu werden. Sowohl K ($I_K = 0,2$) als auch Ca ($I_{Ca} = 0,2$) liegen in annähernd im gleichen Verhältnis zu den restlichen Elementen wie im Referenzbestand vor.

4.3.3.3 Ergebnisse: Wirkung der Kalkung

Auf allen Flächen nimmt mit zunehmender Kalkdosis der N-Überschuss ab und der limitierende Einfluss der K-Versorgung zu (Abb. 81). Das auf der Kontrolle für den c+2 Nadeljahrgang der Fichtenflächen und für die c+0 Nadeln in HS weitere Verhältnisse von Mg zu den anderen Elementen als im Referenzbestand wird durch die Kalkung auf allen Flächen verengt. Ca hingegen wird in AD und IO auch auf den Varianten mit höherer Kalkdosis, mit Ausnahme der c+2 Nadeln in IO, noch als limitierend eingestuft. Nach der CND wird in AD und IO das Wachstum zumeist durch Ca und K

limitiert (Tab. 25). Die c+2 Nadeln in IO deuten zudem auf eine P-Limitierung auf dieser Versuchsfläche auf den Kalkungsvarianten hin, die durch die P-Düngung der Variante 3 z.T. ausgeglichen werden konnte.

Der CNDR² nimmt in AD und IO mit zunehmender Kalkdosis ab, mit Ausnahme der Variante 8 in AD, die durch den hohen Überschuss an P und den geringen K-Anteil in den c+0-Nadeln sogar als unausgewogener als die Kontrolle eingestuft wird (Tab. 26). In HS weist die Variante 3 den geringsten CNDR² auf, bei den Varianten mit einer höheren Dosierung nimmt das CNDR² durch ein weiteres Mg- und ein engeres K-Verhältnis zu. Sowohl in AD als auch in IO steigt mit sinkendem CNDR² der mittlere Höhenzuwachs auf Basis der Varianten oder Parzellen signifikant an (Abb. 82). Werden die CNDR²-Werte mit dem Höhenzuwachs auf Basis der einzelnen Individuen miteinander verglichen, ist kein Zusammenhang zu erkennen (Daten nicht gezeigt). Sowohl der Ausschluss als auch das Hinzufügen weiterer Elemente (Fe, Mn, Cu, Zn) führte zu einem niedrigeren Bestimmtheitsmaß des Zusammenhangs zwischen Höhenzuwachs und den CNDR² Werten (Daten nicht gezeigt).

Tabelle 25

Reihenfolge der Elemente die nach der CND den Zuwachs limitieren, aufsteigend vom niedrigsten zum höchsten CND-Index.

Fläche	AD	AD	IO	IO	HS
Nadeljahrgang	c+0	c+2	c+0	c+2	c+0
0	Ca>K>Mg>P>N	Ca>K>Mg>P>N	Ca>K>Mg>P>N	Ca>K>Mg>P>N	P>Mg>Ca,K>N
1	Ca>K>Mg>P>N	K>Ca>P>Mg>N	Ca>K>P>Mg>N	P>K>Ca>Mg>N	P>K>N>Ca,Mg
3	Ca>K>Mg>P>N	K>Ca>Mg>P>N	Ca>K>Mg>P>N	K>Ca,P>Mg>N	P>K>N>Ca>Mg
6	Ca>K>Mg>P>N	K>Ca>P>Mg>N	K>Ca>P>Mg>N	P>K>Ca>Mg>N	P>K>Ca>Mg>N
7	K>Ca>Mg>P>N	K>Ca>P>Mg>N	Ca,K>P>Mg>N	P>K>Ca>N>Mg	K>N>P>Ca>Mg
8	K>Ca>Mg,N>P	K>Ca>N>Mg,P	K>Ca>P>N>Mg	P>K>N>Ca>Mg	K>N>P>Ca>Mg

Tabelle 26

Mittelwert des CNDR² und des Höhenzuwachses (z_H) von 1988 bis 2011 der drei Versuchsflächen für den ersten und bei Fichte den dritten Nadeljahrgang pro Variante (n = 12).

Variante	Adenau			Idar-Oberstein			Hochspeyer	
	CNDR ² (c+0)	CNDR ² (c+2)	z _H [m]	CNDR ² (c+0)	CNDR ² (c+2)	z _H [m]	CNDR ² (c+0)	z _H [m]
0	26,7	21,5	2,7	22,1	18,8	4,5	9,5	2,6
1	25,7	13,2	2,2	13,4	19,3	4,6	7,9	5,3
3	23,7	13,7	3,8	10,8	8,2	5,2	4,7	4,0
6	21,3	8,9	3,5	11,8	16,2	6,0	11,5	3,5
7	15,2	6,4	4,4	7,3	11,5	6,8	10,1	3,6
8	31,3	13,9	3,7	5,7	12,4	5,5	12,6	3,9

Abbildung 81

Mittels CND berechnete I Werte der drei Versuchsfelder für den ersten (c+0) und bei Fichte auch für den dritten (c+2) Nadeljahrgang pro Variante (n = 12).

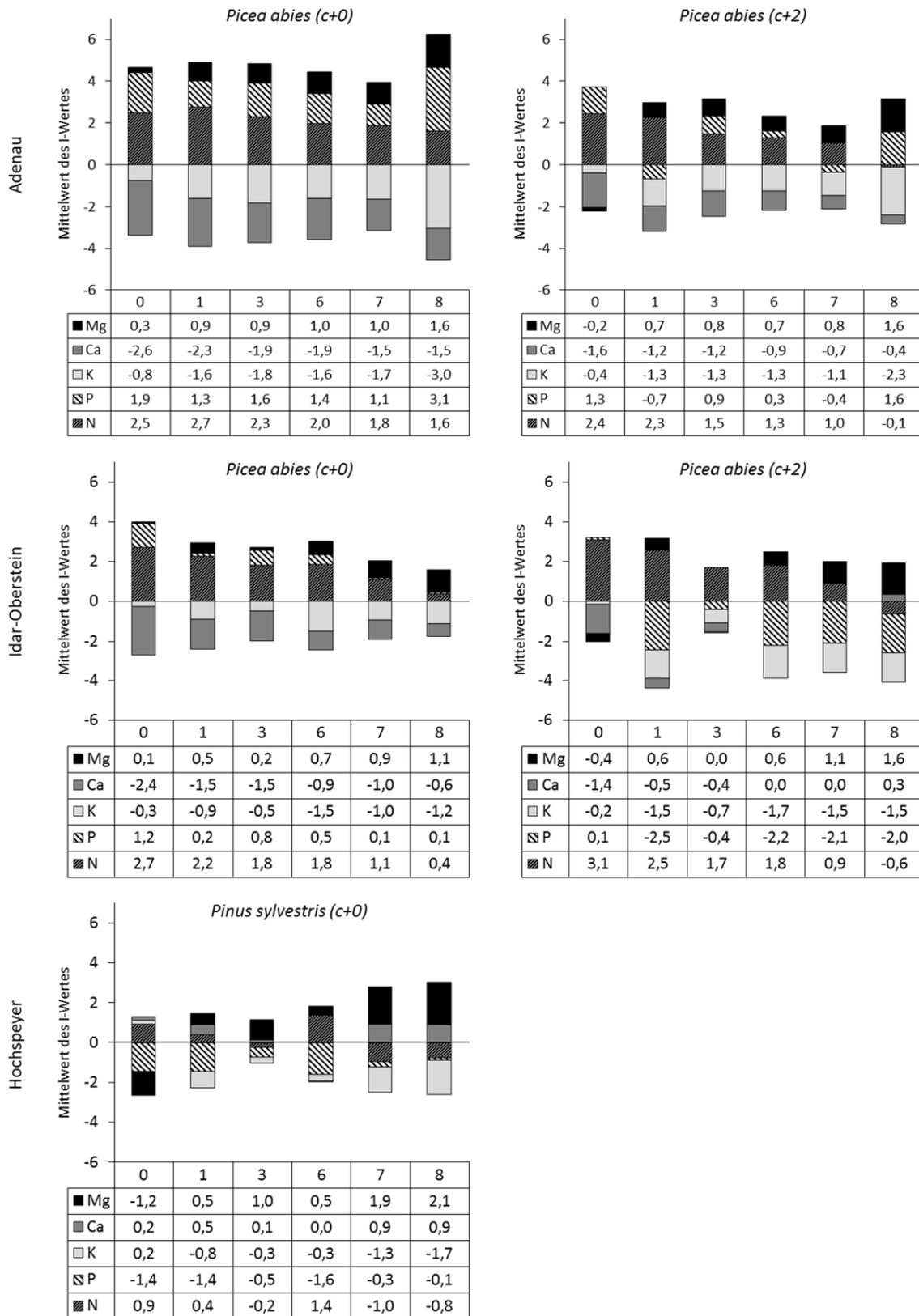
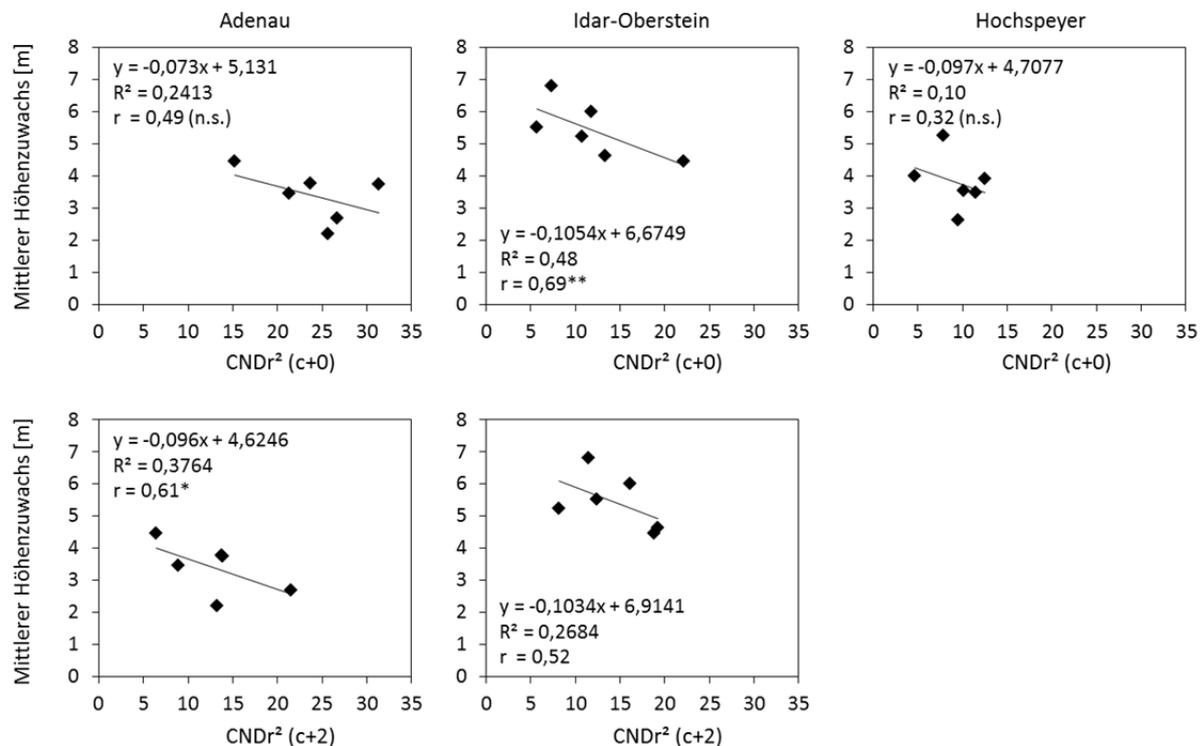


Abbildung 82

Korrelation des mittleren CNDr²-Wertes der c+0 und c+2 Nadeln mit dem mittleren Höhenzuwachs aller beprobten Individuen einer Varianten.



4.4 Streufall und Biomassekompartimente

4.4.1 Streufallmenge des Zeitraums 09.2011 bis 09.2012

HS weist, wenn Buche und Kiefer gemeinsam betrachtet werden, eine annähernd doppelt so hohe Nadel- und Blatt-Biomasse im Streufall auf, wie die Versuchsflächen AD und IO (Tab. 27). Auch die Trockenmasse des Kompartiments Zweige weist in HS mehr als doppelt so hohe Werte auf, wohingegen die Trockenmasse der als Rest zusammengefassten übrigen Bestandteile des Streufalls in AD deutlich oberhalb der beiden anderen Versuchsanlagen liegen. Ein Zusammenhang zwischen Kalkung und Streufallmenge ist anhand der Daten nicht zu erkennen.

Die Variation der Nadel-Streufallmenge der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsflächen liegt zwischen 14 und 17 %. Die Blatt-Streufallmenge des ungleichmäßig verteilten Buchenunterstandes in HS weist eine Abweichung von 25 % auf. Bouriaud et al. (2003) stellten in zwei 35-jährigen Buchenbeständen mit einer gleichmäßigen Belaubung eine Variation der Blatt-Streufallmenge von 14 bzw. 18 % fest, was darauf hinweist, dass die erfasste Varianz der drei Versuchsanlagen innerhalb der natürlichen Streuung liegt. Werden die Streufallmengen der einzelnen

Varianten einer Versuchsanlage verglichen, finden sich nur bei dem Kompartiment „Rest“ zwischen den Varianten 3 und 6 in IO signifikante Unterschiede. Da die Anzahl der eingesetzten Streufänger vermutlich nicht ausreicht, um die räumliche Variation in der Streufallmenge einer Parzelle bzw. der beiden Parzellen einer Variante zu erfassen, um Unterschiede zwischen diesen erkennen zu können, wird für die Berechnung der Elementfrachten mit dem Streufall der Durchschnittswert aller Messungen auf der jeweiligen Versuchsfläche für die jeweiligen Kompartimente verwendet. Die Unterschiede in der Elementfracht zwischen den Varianten einer Versuchsfläche beruhen somit ausschließlich auf den Element-Konzentrationen.

Tabelle 27

Mittelwert und Standardabweichung (n = 4) der Trockenmasse der Kompartimente des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls der Varianten der drei Versuchsflächen.

Variante	AD	IO	HS	HS	AD	IO	HS	AD	IO	HS
	(Fichte)	(Fichte)	(Kiefer)	(Buche)	(Fichte)	(Fichte)	(Kiefer+ Buche)	(Fichte)	(Fichte)	(Kiefer+ Buche)
	Nadeln / Blätter [kg ha ⁻¹]				Zweige [kg ha ⁻¹]			Rest [kg ha ⁻¹]		
0	2317	2278	2157	1959	479	120	1515	1358	648	665
	± 390	± 220	± 605	± 265	± 158	± 41	± 322	± 434	± 66	± 294
1	2468	2537	2490	1574	428	148	1133	1404	607	514
	± 176	± 371	± 600	± 241	± 53	± 24	± 310	± 458	± 90	± 129
3	2692	1904	2383	2069	570	110	982	1292	479	522
	± 198	± 381	± 336	± 581	± 105	± 27	± 444	± 462	± 131	± 265
6	2189	2527	2597	1606	394	156	889	1623	807	724
	± 482	± 240	± 215	± 261	± 113	± 37	± 392	± 735	± 33	± 217
7	2531	2304	2434	2411	470	138	1324	1422	765	620
	± 354	± 161	± 275	± 518	± 66	± 24	± 458	± 399	± 79	± 51
8	2336	2070	2494	2444	494	130	1166	1195	679	946
	± 329	± 311	± 428	± 482	± 86	± 22	± 608	± 225	± 97	± 198
Mittelwert	2422	2267	2426	2010	473	133	1168	1382	666	665
(n = 24)	± 343	± 341	± 411	± 508	± 107	± 31	± 438	± 442	± 137	± 237

4.4.2 Konzentrationen des Streufalls und der Biomassekompartimente

Die Wirkung der Kalkung lässt sich wie bei den Nadelspiegelwerten auch in den Konzentrationen des Streufalls und der Biomassekompartimente nachweisen. Die ermittelten Elementkonzentrationen der Nadeln und Blätter des Streufalls liegen mit wenigen Ausnahmen innerhalb der in Clarke et al. (2008) angegebenen plausiblen Wertebereiche. Überschreitungen liegen in HS sowohl bei der N-Konzentration aller Varianten, der K-Konzentration mehrerer Varianten sowie der Mg-Konzentration

der höher dosierten Kalkungsvarianten (6, 7, 8) der Kiefernnadeln vor. Die Mg-Konzentration der Buchenblätter der Varianten 7 und 8 liegen ebenfalls oberhalb der Obergrenze, wohingegen die Untergrenze für Mg bei der Kontrolle in AD und IO unterschritten wird. Die P-Konzentrationen in AD und IO unterschreiten mit Ausnahme der Variante 8 in AD ebenfalls die Untergrenze.

Stickstoff

In AD und IO nehmen die N-Konzentrationen der Mischprobe aller Nadeljahrgänge sowie der Nadeln im Streufall mit zunehmender Kalkdosis ab (Tab. 28). Auch in der Nadel- und Blattstreu in HS weist die Kontrolle zumeist höhere N-Konzentrationen als die Kalkungsvarianten auf. Eine deutliche Zunahme der N-Konzentrationen mit steigender Kalkdosis ist in IO im Holz sowie in HS in der Buchenrinde zu beobachten.

Phosphor

Die höher dosierte P-Düngung der Variante 8 sorgt auf allen Versuchsflächen für einen Anstieg in den Biomassekompartimenten (Tab. 29). In HS lässt sich an den Kompartimenten der beprobten Buchen der Variante 3 zudem die niedriger dosierte P-Düngung erkennen. Die Variante 1 ohne P-Düngung weist hingegen keine signifikanten Unterschiede zur Kontrolle auf.

Im Streufall macht sich die P-Düngung der Variante 8 auf allen Versuchsflächen bemerkbar. In HS trifft dies auch für die Varianten 3 und 7 mit niedrigerer P-Düngung zu.

Calcium und Magnesium

Einen Anstieg der Ca- und Mg-Konzentrationen mit zunehmender Kalkdosis lässt sich in allen beprobten Kompartimenten (Tab. 30, Tab. 31) wie auch in den c+0 und c+2 Nadeln und im Streufall (Abb. 63, Abb. 64) nachweisen. Dabei fällt der Konzentrationsanstieg im Holz am geringsten aus.

Kalium

Insbesondere in den Nadeln (AD, IO) und Blättern sind gegenüber der Kontrolle geringere K-Konzentrationen auf den Kalkungsvarianten festzustellen (Tab. 32). Die niedrigsten K-Konzentrationen finden sich zumeist bei der Variante 8. Die anderen Kompartimente unterscheiden sich hingegen nicht signifikant von der Kontrolle, wobei die Mittelwerte aller Kompartimente der Variante 8 zumeist unterhalb der Kontrolle liegen.

Weitere Elemente

Für die Fichte in AD und IO zeigen die Na-Konzentrationen einen Anstieg in den Kompartimenten Rinde, Zweige, Äste und den Zweigen des Streufalls mit zunehmender Kalkdosis (Tab. 33). Bei der

Buche nimmt die Na-Konzentrationen in der Rinde hingegen auf den gekalkten Varianten ab. Für Mn zeichnet sich wie schon bei den Nadelspiegelwerten (vgl. Abb. 66) eine Abnahme in allen Kompartimenten mit zunehmender Kalkdosis ab (Tab. 34). Für S, Al und Fe sind keine Auswirkungen der Kalkung zu erkennen (Tab. 35, Tab. 36, Tab. 37).

Tabelle 28

Mittelwert und Standardabweichung der N-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls ($n = 4$) und der 2012 gefälltten Bäume ($n = 9$ Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		N [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	15244 ± 872	16117 ± 1389	15167 ± 668			14000 ± 888
	IO (Fichte)	14722 ± 1660	15883 ± 970	13667 ± 950			13583 ± 677
	HS (Kiefer)	17267 ± 1438	18100 ± 1573	16117 ± 679			17333 ± 1122
	HS (Buche)	22167 ± 2044	22317 ± 2914	20217 ± 731			21383 ± 1541
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	11750 ± 947	12275 ± 1204	11100 ± 983	11625 ± 330	10525 ± 250	10400 ± 294
	IO (Fichte)	11450 ± 1529	13367 ± 1097	11625 ± 1135	12875 ± 810	12175 ± 556	10467 ± 723
	HS (Kiefer)	12375 ± 1417	12475 ± 562	11975 ± 806	13375 ± 1834	11550 ± 1085	10045 ± 2030
	HS (Buche)	13900 ± 1428	12150 ± 1308	10773 ± 866	12525 ± 741	10893 ± 845	11275 ± 1147
Zweige	AD (Fichte)	8814 ± 1222	9607 ± 962	9183 ± 1267			9673 ± 1768
	IO (Fichte)	9733 ± 1274	11367 ± 1157	10133 ± 631			9100 ± 710
	HS (Buche)	9241 ± 585	9698 ± 739	9808 ± 626			10088 ± 656
	HS (Kiefer)	11326 ± 1300	11184 ± 1002	9480 ± 1206			11340 ± 498
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	10975 ± 650	10800 ± 490	11125 ± 746	10725 ± 457	11575 ± 911	10925 ± 310
	IO (Fichte)	10900 ± 392	11600 ± 854	10428 ± 1827	11825 ± 206	11750 ± 755	11833 ± 404
	HS (Kiefer)	6298 ± 1406	6060 ± 688	5815 ± 712	6015 ± 1278	5800 ± 775	5963 ± 820
Äste	AD (Fichte)	2162 ± 395	2043 ± 151	1848 ± 279			1957 ± 164
	IO (Fichte)	2266 ± 534	2625 ± 652	2378 ± 530			2358 ± 543
	HS (Buche)	2744 ± 512	2608 ± 687	2738 ± 78			2608 ± 432
	HS (Kiefer)	1824 ± 392	1860 ± 546	1753 ± 323			1668 ± 262
Rinde	AD (Fichte)	3921 ± 428	4590 ± 1013	4673 ± 1225			3997 ± 396
	IO (Fichte)	3307 ± 1151	3525 ± 572	3267 ± 695			3105 ± 255
	HS (Buche)	5144 ± 1112	5370 ± 1104	6868 ± 899			6612 ± 1299
Borke	HS (Kiefer)	1920 ± 244	1883 ± 275	1705 ± 217			1980 ± 158
Spiegel- rinde	HS (Kiefer)	3599 ± 497	3308 ± 336	3557 ± 398			3507 ± 139
Holz	AD (Fichte)	259 ± 52	340 ± 91	264 ± 29			268 ± 44
	IO (Fichte)	690 ± 353	1017 ± 422	1500 ± 212			2117 ± 293
	HS (Buche)	786 ± 181	808 ± 156	777 ± 141			772 ± 87
Kernholz	HS (Kiefer)	346 ± 66	375 ± 94	292 ± 54			352 ± 93
Splintholz	HS (Kiefer)	419 ± 107	375 ± 194	368 ± 98			430 ± 51

Tabelle 29

Mittelwert und Standardabweichung der P-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		P [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	908 ± 70	939 ± 65	1034 ± 88			1170 ± 157
	IO (Fichte)	815 ± 63	809 ± 48	873 ± 99			953 ± 73
	HS (Kiefer)	1078 ± 146	1031 ± 56	1252 ± 147			1477 ± 73
	HS (Buche)	862 ± 62	721 ± 66	907 ± 51			1088 ± 91
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	551 ± 100	469 ± 87	591 ± 57	581 ± 85	594 ± 39	748 ± 62
	IO (Fichte)	453 ± 54	424 ± 30	427 ± 17	461 ± 12	452 ± 26	496 ± 17
	HS (Kiefer)	519 ± 121	510 ± 86	652 ± 42	534 ± 134	636 ± 112	632 ± 166
	HS (Buche)	381 ± 56	309 ± 24	380 ± 78	297 ± 37	583 ± 130	487 ± 46
Zweige	AD (Fichte)	787 ± 51	836 ± 51	852 ± 59			1075 ± 166
	IO (Fichte)	831 ± 76	807 ± 65	807 ± 76			859 ± 89
	HS (Buche)	545 ± 67	488 ± 93	744 ± 61			854 ± 177
	HS (Kiefer)	910 ± 82	818 ± 83	932 ± 113			1140 ± 93
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	513 ± 53	471 ± 32	552 ± 40	571 ± 46	593 ± 38	614 ± 16
	IO (Fichte)	512 ± 66	523 ± 62	508 ± 47	512 ± 28	526 ± 26	546 ± 9
	HS (Kiefer)	398 ± 103	424 ± 38	443 ± 51	386 ± 91	498 ± 146	486 ± 98
Äste	AD (Fichte)	188 ± 30	181 ± 13	175 ± 18			211 ± 17
	IO (Fichte)	151 ± 38	177 ± 38	175 ± 50			177 ± 25
	HS (Buche)	188 ± 31	143 ± 56	277 ± 70			288 ± 140
	HS (Kiefer)	159 ± 31	177 ± 45	189 ± 27			200 ± 30
Rinde	AD (Fichte)	464 ± 36	493 ± 34	497 ± 30			542 ± 40
	IO (Fichte)	346 ± 74	371 ± 19	406 ± 65			418 ± 81
	HS (Buche)	258 ± 36	258 ± 48	377 ± 52			409 ± 97
Borke	HS (Kiefer)	100 ± 18	100 ± 10	118 ± 19			147 ± 27
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	364 ± 64	334 ± 61	382 ± 43			444 ± 63
Holz	AD (Fichte)	21 ± 6	19 ± 6	25 ± 9			27 ± 6
	IO (Fichte)	16 ± 5	19 ± 7	16 ± 3			19 ± 5
	HS (Buche)	58 ± 7	64 ± 17	102 ± 47			113 ± 53
Kernholz	HS (Kiefer)	5 ± 3	13 ± 15	8 ± 5			9 ± 3
Splintholz	HS (Kiefer)	34 ± 5	30 ± 17	35 ± 6			48 ± 13

Tabelle 30

Mittelwert und Standardabweichung der Ca-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		Ca [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	3733 ± 1148	5887 ± 1579	6672 ± 1727			6408 ± 601
	IO (Fichte)	3162 ± 1113	5077 ± 1666	5247 ± 1064			8598 ± 2085
	HS (Kiefer)	3950 ± 526	5326 ± 553	3732 ± 1136			6457 ± 428
	HS (Buche)	4893 ± 1809	7018 ± 2083	7253 ± 1831			7880 ± 911
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	4703 ± 431	7085 ± 504	7968 ± 558	8178 ± 603	8813 ± 300	9705 ± 675
	IO (Fichte)	4280 ± 574	6293 ± 153	6078 ± 506	7838 ± 222	9643 ± 874	9430 ± 1492
	HS (Kiefer)	4695 ± 764	4945 ± 415	5980 ± 660	5090 ± 306	5825 ± 265	7545 ± 79
	HS (Buche)	5950 ± 195	8323 ± 1193	10158 ± 847	9275 ± 1650	11825 ± 862	11575 ± 532
Zweige	AD (Fichte)	3266 ± 363	3587 ± 413	3513 ± 303			4015 ± 313
	IO (Fichte)	2454 ± 351	2913 ± 286	3112 ± 189			4002 ± 651
	HS (Buche)	5033 ± 1006	7676 ± 1731	7053 ± 1463			6224 ± 719
	HS (Kiefer)	2920 ± 352	3676 ± 526	2930 ± 622			4164 ± 644
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	3910 ± 208	4385 ± 147	4810 ± 189	4430 ± 197	4800 ± 249	4608 ± 388
	IO (Fichte)	3440 ± 294	3743 ± 90	3785 ± 200	4073 ± 205	4368 ± 154	4803 ± 526
	HS (Kiefer)	3970 ± 586	4740 ± 768	4748 ± 485	4685 ± 1364	5750 ± 748	5733 ± 797
Äste	AD (Fichte)	2904 ± 558	3040 ± 431	3133 ± 720			3548 ± 641
	IO (Fichte)	2210 ± 537	2420 ± 233	2643 ± 504			4010 ± 617
	HS (Buche)	3295 ± 907	3484 ± 422	3287 ± 486			2908 ± 505
	HS (Kiefer)	2803 ± 379	3234 ± 682	2687 ± 467			3098 ± 497
Rinde	AD (Fichte)	7139 ± 1611	8613 ± 1612	8940 ± 1041			9115 ± 1499
	IO (Fichte)	6744 ± 1283	6087 ± 906	7042 ± 835			8647 ± 1791
	HS (Buche)	16674 ± 4521	23650 ± 4496	18178 ± 8913			17420 ± 3463
Borke	HS (Kiefer)	5106 ± 1926	4205 ± 930	4903 ± 833			7187 ± 1667
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	8900 ± 2232	9458 ± 2756	8333 ± 1111			11960 ± 1986
Holz	AD (Fichte)	613 ± 56	656 ± 85	651 ± 69			683 ± 46
	IO (Fichte)	547 ± 68	587 ± 56	609 ± 39			693 ± 58
	HS (Buche)	954 ± 162	1079 ± 142	871 ± 93			981 ± 394
Kernholz	HS (Kiefer)	835 ± 93	807 ± 123	838 ± 77			939 ± 72
Splintholz	HS (Kiefer)	704 ± 30	787 ± 63	719 ± 68			810 ± 77

Tabelle 31

Mittelwert und Standardabweichung der Mg-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		Mg [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	682 ± 112	1085 ± 268	1174 ± 179			1713 ± 315
	IO (Fichte)	558 ± 104	801 ± 105	732 ± 110			1478 ± 289
	HS (Kiefer)	749 ± 115	970 ± 158	1052 ± 97			1428 ± 162
	HS (Buche)	882 ± 234	1506 ± 379	1402 ± 183			2600 ± 672
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	664 ± 168	973 ± 68	1067 ± 115	967 ± 67	1148 ± 74	1468 ± 132
	IO (Fichte)	521 ± 98	811 ± 107	608 ± 23	949 ± 76	1095 ± 137	1213 ± 221
	HS (Kiefer)	595 ± 30	806 ± 29	958 ± 118	848 ± 86	971 ± 48	1203 ± 108
	HS (Buche)	539 ± 71	1233 ± 141	1373 ± 69	1580 ± 482	2530 ± 92	3113 ± 347
Zweige	AD (Fichte)	687 ± 123	823 ± 28	963 ± 126			1058 ± 106
	IO (Fichte)	649 ± 71	800 ± 67	788 ± 75			1121 ± 87
	HS (Buche)	420 ± 36	584 ± 83	594 ± 51			925 ± 138
	HS (Kiefer)	644 ± 55	775 ± 97	910 ± 160			1055 ± 69
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	462 ± 55	523 ± 29	546 ± 41	584 ± 18	607 ± 47	631 ± 31
	IO (Fichte)	414 ± 69	480 ± 17	433 ± 38	481 ± 14	559 ± 27	632 ± 60
	HS (Kiefer)	378 ± 72	532 ± 16	514 ± 18	535 ± 122	615 ± 108	709 ± 213
Äste	AD (Fichte)	371 ± 70	355 ± 28	361 ± 54			438 ± 48
	IO (Fichte)	315 ± 54	364 ± 71	345 ± 45			444 ± 61
	HS (Buche)	251 ± 39	336 ± 20	338 ± 106			519 ± 116
	HS (Kiefer)	326 ± 59	357 ± 90	419 ± 60			498 ± 76
Rinde	AD (Fichte)	842 ± 110	958 ± 111	932 ± 228			1140 ± 170
	IO (Fichte)	637 ± 142	849 ± 129	906 ± 60			953 ± 146
	HS (Buche)	317 ± 50	476 ± 138	431 ± 87			819 ± 275
Borke	HS (Kiefer)	137 ± 59	138 ± 20	227 ± 62			277 ± 71
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	822 ± 191	796 ± 54	1126 ± 214			1322 ± 130
Holz	AD (Fichte)	92 ± 14	97 ± 21	101 ± 17			117 ± 11
	IO (Fichte)	93 ± 13	104 ± 25	91 ± 4			114 ± 25
	HS (Buche)	237 ± 51	445 ± 76	308 ± 89			405 ± 86
Kernholz	HS (Kiefer)	174 ± 37	184 ± 30	186 ± 27			197 ± 38
Splintholz	HS (Kiefer)	207 ± 43	205 ± 31	199 ± 16			258 ± 48

Tabelle 32

Mittelwert und Standardabweichung der K-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		K [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	2866 ± 561	2653 ± 684	2678 ± 652			1997 ± 603
	IO (Fichte)	3288 ± 593	2593 ± 376	2660 ± 327			2037 ± 512
	HS (Kiefer)	3880 ± 544	3634 ± 443	4070 ± 764			4238 ± 522
	HS (Buche)	10330 ± 592	7967 ± 2210	8482 ± 604			7423 ± 1297
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	1278 ± 135	1141 ± 124	1270 ± 96	1255 ± 207	1400 ± 266	979 ± 154
	IO (Fichte)	1783 ± 270	1607 ± 80	1745 ± 144	1520 ± 133	1670 ± 126	1477 ± 72
	HS (Kiefer)	3200 ± 147	2743 ± 223	2985 ± 159	3103 ± 347	3310 ± 341	2953 ± 419
	HS (Buche)	6803 ± 782	5295 ± 658	5033 ± 1148	4118 ± 564	4493 ± 389	3758 ± 476
Zweige	AD (Fichte)	3318 ± 454	3017 ± 483	3057 ± 409			2575 ± 449
	IO (Fichte)	4010 ± 467	3942 ± 597	3688 ± 329			3345 ± 578
	HS (Buche)	3788 ± 385	3512 ± 404	3385 ± 307			3370 ± 358
	HS (Kiefer)	4458 ± 728	4118 ± 380	4482 ± 578			4328 ± 489
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	910 ± 93	848 ± 44	907 ± 175	1135 ± 159	1072 ± 163	941 ± 178
	IO (Fichte)	1293 ± 124	1457 ± 261	1360 ± 233	1185 ± 66	1305 ± 57	1250 ± 125
	HS (Kiefer)	2323 ± 596	2095 ± 258	1938 ± 169	2048 ± 338	2095 ± 721	1878 ± 318
Äste	AD (Fichte)	899 ± 180	774 ± 129	742 ± 71			665 ± 103
	IO (Fichte)	930 ± 105	986 ± 140	970 ± 211			832 ± 65
	HS (Buche)	1935 ± 257	1830 ± 355	1777 ± 163			1668 ± 309
	HS (Kiefer)	1135 ± 197	1087 ± 200	1159 ± 208			950 ± 115
Rinde	AD (Fichte)	1881 ± 350	1803 ± 369	1695 ± 264			1533 ± 288
	IO (Fichte)	2088 ± 497	2323 ± 345	2208 ± 348			2008 ± 403
	HS (Buche)	2306 ± 199	2478 ± 435	2335 ± 278			2300 ± 379
Borke	HS (Kiefer)	592 ± 170	567 ± 24	675 ± 173			741 ± 92
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	2577 ± 428	2313 ± 438	2420 ± 436			2387 ± 243
Holz	AD (Fichte)	286 ± 49	326 ± 64	312 ± 77			216 ± 12
	IO (Fichte)	336 ± 60	344 ± 116	309 ± 29			318 ± 56
	HS (Buche)	1505 ± 263	1588 ± 275	1310 ± 182			1262 ± 289
Kernholz	HS (Kiefer)	302 ± 48	316 ± 94	265 ± 29			217 ± 40
Splintholz	HS (Kiefer)	478 ± 23	431 ± 63	428 ± 52			360 ± 46

Tabelle 33

Mittelwert und Standardabweichung der Na-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefällten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		Na [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	165 ± 68	139 ± 60	107 ± 18			117 ± 34
	IO (Fichte)	47 ± 11	34 ± 18	44 ± 13			60 ± 18
	HS (Kiefer)	36 ± 10	35 ± 8	43 ± 13			44 ± 13
	HS (Buche)	42 ± 17	52 ± 8	51 ± 13			54 ± 12
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	175 ± 7	178 ± 32	176 ± 28	195 ± 23	226 ± 40	154 ± 4
	IO (Fichte)	105 ± 10	115 ± 5	112 ± 9	124 ± 15	142 ± 12	124 ± 1
	HS (Kiefer)	52 ± 5	53 ± 3	50 ± 9	50 ± 12	66 ± 7	62 ± 9
	HS (Buche)	139 ± 19	135 ± 11	145 ± 15	138 ± 13	156 ± 4	145 ± 12
Zweige	AD (Fichte)	217 ± 74	213 ± 44	201 ± 18			235 ± 56
	IO (Fichte)	102 ± 23	95 ± 12	105 ± 15			135 ± 34
	HS (Buche)	87 ± 17	97 ± 11	86 ± 17			83 ± 12
	HS (Kiefer)	46 ± 8	44 ± 8	46 ± 6			43 ± 8
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	258 ± 41	275 ± 30	278 ± 20	298 ± 31	301 ± 12	283 ± 12
	IO (Fichte)	165 ± 11	178 ± 10	185 ± 17	182 ± 24	199 ± 20	197 ± 7
	HS (Kiefer)	73 ± 12	79 ± 10	64 ± 15	76 ± 38	85 ± 18	84 ± 23
Äste	AD (Fichte)	61 ± 13	71 ± 19	63 ± 15			98 ± 48
	IO (Fichte)	46 ± 12	40 ± 16	50 ± 9			56 ± 7
	HS (Buche)	48 ± 23	36 ± 3	32 ± 5			31 ± 6
	HS (Kiefer)	10 ± 2	11 ± 3	11 ± 1			11 ± 3
Rinde	AD (Fichte)	90 ± 31	129 ± 50	106 ± 24			139 ± 74
	IO (Fichte)	129 ± 46	83 ± 40	126 ± 23			132 ± 24
	HS (Buche)	158 ± 62	146 ± 25	135 ± 30			121 ± 17
Borke	HS (Kiefer)	22 ± 3	22 ± 4	35 ± 7			30 ± 4
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	26 ± 8	22 ± 3	30 ± 9			25 ± 4
Holz	AD (Fichte)	7,9 ± 3,5	6,2 ± 4,1	8,7 ± 3,3			5,8 ± 2,5
	IO (Fichte)	13,2 ± 3,2	12,0 ± 2,8	13,8 ± 0,8			13,3 ± 1,4
	HS (Buche)	26,3 ± 8,4	20,6 ± 3,0	16,5 ± 3,7			19,6 ± 7,9
Kernholz	HS (Kiefer)	4,1 ± 1,6	2,8 ± 0,5	4,7 ± 2,0			4,6 ± 0,5
Splintholz	HS (Kiefer)	3,9 ± 1,1	3,3 ± 1,3	4,8 ± 2,3			4,6 ± 1,7

Tabelle 34

Mittelwert und Standardabweichung der Mn-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefällten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		Mn [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	2174 ± 809	1983 ± 628	2330 ± 878			1061 ± 365
	IO (Fichte)	3329 ± 832	3068 ± 585	2970 ± 677			1668 ± 371
	HS (Kiefer)	545 ± 290	515 ± 77	416 ± 118			286 ± 39
	HS (Buche)	716 ± 322	728 ± 224	624 ± 105			485 ± 261
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	2068 ± 146	2085 ± 79	2053 ± 680	2265 ± 352	1718 ± 177	1333 ± 233
	IO (Fichte)	3330 ± 517	3553 ± 323	3695 ± 786	3640 ± 37	2695 ± 390	2357 ± 410
	HS (Kiefer)	558 ± 110	395 ± 50	505 ± 102	426 ± 87	375 ± 73	249 ± 36
	HS (Buche)	770 ± 198	758 ± 180	736 ± 210	664 ± 123	524 ± 165	356 ± 28
Zweige	AD (Fichte)	1108 ± 276	873 ± 119	1078 ± 226			548 ± 146
	IO (Fichte)	1690 ± 240	1447 ± 93	1295 ± 129			778 ± 104
	HS (Buche)	425 ± 108	326 ± 59	299 ± 70			159 ± 46
	HS (Kiefer)	172 ± 61	161 ± 39	150 ± 51			83 ± 13
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	719 ± 98	583 ± 22	603 ± 124	657 ± 50	521 ± 42	408 ± 56
	IO (Fichte)	1166 ± 227	979 ± 41	1040 ± 117	956 ± 25	804 ± 122	783 ± 84
	HS (Kiefer)	191 ± 99	146 ± 39	126 ± 19	127 ± 36	96 ± 36	69 ± 13
Äste	AD (Fichte)	830 ± 246	530 ± 82	566 ± 120			303 ± 89
	IO (Fichte)	1298 ± 260	934 ± 79	851 ± 150			501 ± 104
	HS (Buche)	219 ± 65	143 ± 33	126 ± 33			70 ± 21
	HS (Kiefer)	114 ± 55	92 ± 26	94 ± 28			48 ± 5
Rinde	AD (Fichte)	1701 ± 480	1208 ± 201	1457 ± 484			758 ± 194
	IO (Fichte)	3049 ± 704	1870 ± 301	2005 ± 378			1147 ± 214
	HS (Buche)	530 ± 187	363 ± 68	319 ± 66			179 ± 46
Borke	HS (Kiefer)	62 ± 31	42 ± 7	58 ± 22			58 ± 15
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	237 ± 110	146 ± 10	166 ± 39			109 ± 23
Holz	AD (Fichte)	247 ± 65	181 ± 34	237 ± 70			126 ± 28
	IO (Fichte)	437 ± 45	364 ± 33	331 ± 21			270 ± 43
	HS (Buche)	113 ± 27	85 ± 22	66 ± 20			43 ± 20
Kernholz	HS (Kiefer)	68 ± 25	46 ± 7	62 ± 13			69 ± 12
Splintholz	HS (Kiefer)	62 ± 21	50 ± 16	47 ± 16			29 ± 4

Tabelle 35

Mittelwert und Standardabweichung der S-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		S [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	918 ± 58	966 ± 54	950 ± 33			858 ± 37
	IO (Fichte)	865 ± 34	888 ± 21	857 ± 60			867 ± 55
	HS (Kiefer)	1131 ± 62	1174 ± 74	1140 ± 94			1225 ± 72
	HS (Buche)	1563 ± 148	1500 ± 125	1368 ± 68			1418 ± 92
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	805 ± 41	772 ± 37	785 ± 42	803 ± 16	790 ± 20	757 ± 19
	IO (Fichte)	833 ± 35	818 ± 7	785 ± 43	831 ± 15	810 ± 36	791 ± 14
	HS (Kiefer)	853 ± 82	848 ± 48	904 ± 21	880 ± 141	851 ± 70	793 ± 108
	HS (Buche)	1163 ± 125	1078 ± 62	1003 ± 70	1090 ± 59	1025 ± 59	1028 ± 45
Zweige	AD (Fichte)	676 ± 71	714 ± 43	705 ± 69			734 ± 86
	IO (Fichte)	664 ± 66	704 ± 77	661 ± 72			653 ± 88
	HS (Buche)	612 ± 38	671 ± 55	627 ± 35			619 ± 27
	HS (Kiefer)	986 ± 128	958 ± 151	901 ± 100			946 ± 56
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	956 ± 79	987 ± 31	1055 ± 33	981 ± 84	1083 ± 59	1015 ± 35
	IO (Fichte)	1083 ± 49	1163 ± 57	1116 ± 200	1175 ± 59	1190 ± 101	1137 ± 42
	HS (Kiefer)	629 ± 75	659 ± 54	635 ± 52	616 ± 87	614 ± 47	638 ± 49
Äste	AD (Fichte)	187 ± 28	183 ± 18	176 ± 25			185 ± 11
	IO (Fichte)	160 ± 27	184 ± 40	175 ± 45			163 ± 19
	HS (Buche)	239 ± 43	222 ± 31	230 ± 20			213 ± 35
	HS (Kiefer)	183 ± 33	197 ± 53	189 ± 28			183 ± 26
Rinde	AD (Fichte)	390 ± 47	399 ± 19	405 ± 38			384 ± 23
	IO (Fichte)	336 ± 72	344 ± 52	367 ± 62			334 ± 38
	HS (Buche)	375 ± 50	379 ± 38	408 ± 28			409 ± 34
Borke	HS (Kiefer)	224 ± 27	215 ± 31	236 ± 30			260 ± 25
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	426 ± 68	399 ± 86	440 ± 66			469 ± 39
Holz	AD (Fichte)	43 ± 2	43 ± 4	45 ± 4			43 ± 4
	IO (Fichte)	43 ± 2	42 ± 5	41 ± 2			41 ± 2
	HS (Buche)	102 ± 17	99 ± 15	103 ± 11			102 ± 17
Kernholz	HS (Kiefer)	37 ± 3	45 ± 10	38 ± 4			40 ± 6
Splintholz	HS (Kiefer)	54 ± 6	53 ± 10	51 ± 7			55 ± 8

Tabelle 36

Mittelwert und Standardabweichung der Fe-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		Fe [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	62 ± 8	57 ± 7	62 ± 5			57 ± 6
	IO (Fichte)	54 ± 4	51 ± 3	63 ± 9			56 ± 5
	HS (Kiefer)	72 ± 10	63 ± 7	74 ± 15			63 ± 6
	HS (Buche)	107 ± 6	102 ± 7	103 ± 11			103 ± 6
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	81 ± 11	74 ± 7	80 ± 7	75 ± 3	69 ± 3	67 ± 2
	IO (Fichte)	88 ± 8	88 ± 15	79 ± 18	89 ± 10	87 ± 10	86 ± 7
	HS (Kiefer)	85 ± 2	88 ± 4	78 ± 6	81 ± 3	88 ± 5	75 ± 3
	HS (Buche)	163 ± 10	168 ± 5	164 ± 10	170 ± 7	166 ± 7	160 ± 13
Zweige	AD (Fichte)	207 ± 37	214 ± 13	230 ± 42			221 ± 29
	IO (Fichte)	145 ± 46	182 ± 29	160 ± 46			161 ± 32
	HS (Buche)	40 ± 9	47 ± 6	38 ± 6			41 ± 3
	HS (Kiefer)	97 ± 15	90 ± 14	92 ± 9			98 ± 11
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	621 ± 93	601 ± 27	611 ± 85	577 ± 100	594 ± 41	514 ± 12
	IO (Fichte)	492 ± 78	613 ± 50	505 ± 132	586 ± 130	591 ± 39	515 ± 19
	HS (Kiefer)	106 ± 17	125 ± 12	128 ± 16	111 ± 11	129 ± 14	129 ± 12
Äste	AD (Fichte)	34 ± 6	42 ± 7	35 ± 7			45 ± 13
	IO (Fichte)	30 ± 5	33 ± 8	31 ± 7			27 ± 4
	HS (Buche)	18 ± 5	21 ± 3	16 ± 4			12 ± 2
	HS (Kiefer)	14 ± 2	15 ± 4	12 ± 2			12 ± 2
Rinde	AD (Fichte)	38 ± 6	37 ± 7	43 ± 5			44 ± 6
	IO (Fichte)	37 ± 11	37 ± 5	42 ± 9			39 ± 4
	HS (Buche)	36 ± 7	42 ± 9	35 ± 8			40 ± 9
Borke	HS (Kiefer)	37 ± 11	38 ± 13	42 ± 15			37 ± 8
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	22 ± 8	16 ± 4	28 ± 7			19 ± 6
Holz	AD (Fichte)	3,0 ± 2,2	0,3 ± 1,5	0,8 ± 1,0			1,7 ± 0,8
	IO (Fichte)	3,1 ± 0,6	3,3 ± 2,3	2,2 ± 0,5			2,8 ± 0,8
	HS (Buche)	u. NG	0,8 ± 1,8	1,0 ± 2,2			0,2 ± 1,6
Kernholz	HS (Kiefer)	u. NG	u. NG	u. NG			u. NG
Splintholz	HS (Kiefer)	u. NG	u. NG	u. NG			u. NG

Tabelle 37

Mittelwert und Standardabweichung der Al-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefällten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen.

Variante		0	1	3	6	7	8
Kompartiment		Al [mg kg ⁻¹]					
Nadeln (Alle)/ Blätter	AD (Fichte)	128 ± 18	113 ± 17	118 ± 16			102 ± 18
	IO (Fichte)	154 ± 23	133 ± 33	141 ± 27			84 ± 13
	HS (Kiefer)	187 ± 72	145 ± 27	256 ± 96			222 ± 75
	HS (Buche)	93 ± 7	92 ± 12	93 ± 8			91 ± 5
Nadeln (Streu)/ Blätter (Streu)	AD (Fichte)	173 ± 22	155 ± 9	142 ± 6	139 ± 13	131 ± 8	124 ± 8
	IO (Fichte)	224 ± 32	195 ± 19	211 ± 18	177 ± 9	163 ± 13	159 ± 10
	HS (Kiefer)	196 ± 27	175 ± 16	236 ± 20	212 ± 25	238 ± 20	205 ± 7
	HS (Buche)	165 ± 15	164 ± 8	176 ± 12	179 ± 15	174 ± 19	167 ± 11
Zweige	AD (Fichte)	241 ± 37	247 ± 21	257 ± 28			244 ± 14
	IO (Fichte)	186 ± 51	218 ± 17	203 ± 55			200 ± 23
	HS (Buche)	46 ± 11	49 ± 6	44 ± 8			44 ± 6
	HS (Kiefer)	221 ± 57	182 ± 22	269 ± 32			216 ± 28
Zweige (Streu)	AD (Fichte)	583 ± 56	590 ± 28	596 ± 64	553 ± 80	585 ± 35	520 ± 16
	IO (Fichte)	529 ± 73	635 ± 44	543 ± 134	592 ± 76	590 ± 38	529 ± 10
	HS (Kiefer)	221 ± 52	232 ± 33	285 ± 48	254 ± 42	284 ± 38	254 ± 12
Äste	AD (Fichte)	50 ± 5	54 ± 7	49 ± 10			59 ± 13
	IO (Fichte)	51 ± 9	52 ± 9	52 ± 11			57 ± 9
	HS (Buche)	38 ± 23	35 ± 14	39 ± 16			18 ± 4
	HS (Kiefer)	85 ± 43	74 ± 21	111 ± 18			91 ± 23
Rinde	AD (Fichte)	75 ± 12	96 ± 42	84 ± 39			105 ± 33
	IO (Fichte)	93 ± 30	109 ± 23	135 ± 43			99 ± 11
	HS (Buche)	54 ± 12	58 ± 9	47 ± 8			54 ± 5
Borke	HS (Kiefer)	318 ± 123	255 ± 92	386 ± 82			312 ± 131
Spiegelrinde	HS (Kiefer)	377 ± 163	336 ± 131	606 ± 115			422 ± 149
Holz	AD (Fichte)	16 ± 11	7 ± 3	8 ± 6			16 ± 17
	IO (Fichte)	15 ± 4	14 ± 2	15 ± 2			16 ± 4
	HS (Buche)	7 ± 1	11 ± 4	11 ± 2			11 ± 3
Kernholz	HS (Kiefer)	13 ± 3	13 ± 4	12 ± 2			13 ± 4
Splintholz	HS (Kiefer)	14 ± 4	16 ± 2	20 ± 7			23 ± 5

4.4.3 Abschätzung der unterirdischen Biomasse und deren Elementvorräte

Fein- und Grobwurzeln wurde 2012 auf den drei Versuchsflächen nicht beprobt und unterirdische Biomasse über allometrische Funktionen hergeleitet (vgl. Kap 2.7). Da die Elementkonzentrationen in den Kompartimenten standortsabhängig sind (Augusto et al. 2009; Pretzsch et al. 2013), wurden keine Literaturangaben zur Berechnung der unterirdischen Elementvorräte verwendet, sondern für die Feinwurzeln die Konzentrationen der Zweige (ohne Nadeln / Blätter) und für Grobwurzeln die Konzentrationen der Äste ($\varnothing < 7$ cm) der jeweiligen Varianten der drei Versuchsflächen eingesetzt. Zum Vergleich sind diesen Werten in den Tab. 38 und Tab. 39 die in Jacobsen et al. (2003) für Fein- bzw. Grobwurzeln angegebenen Konzentrationen gegenübergestellt. Zudem sind für die Feinwurzeln Vergleichswerte von 1995 in IO gewonnenen und analysierten Feinwurzelpollen aufgeführt (Tab. 38).

Je nach Kompartiment und Baumart gibt es teils Über- und Unterschreitung in den Konzentrationen verglichen mit den Literaturangaben, jedoch keine systematischen Unterschiede. Auffällig sind die sehr niedrigen Kaliumkonzentrationen in den 1995 in IO untersuchten Feinwurzeln. Diese liegen nicht nur erheblich unter den Konzentrationen in den Fichtenzweigen, sondern auch sehr deutlich unter den Literaturangaben für Feinwurzeln. Denkbar ist, dass das Kalium durch das intensive Waschen der Wurzelproben eluiert wurde und die Befunde damit nicht die ursprüngliche K-Konzentration der Feinwurzeln wiedergeben. Die Untersuchung 1995 belegt deutlich den Effekt der Kalkung auf die Ca- und Mg-Konzentrationen in den Wurzeln. Der Einsatz der Zweig- und Astkonzentrationen als einheitliches Vorgehen für die drei Versuchsflächen berücksichtigt diese Wirkung der Kalkung und erscheint somit als die, angesichts der Datenlage, geeignetste Vorgehensweise.

Tabelle 38

Mittelwert und Standardabweichung der für die Berechnung der unterirdischen Element-Vorräte der Feinwurzeln ($\varnothing < 2$ mm) verwendete Konzentrationen des Kompartimentes Zweige der Kontrolle (und für IO der Varianten 1 und 8) und die in der Literaturzusammenstellung von Jacobsen et al. (2003) angegebenen Konzentrationen der Nährelemente für Feinwurzeln der auf den Versuchsflächen vorhandenen Baumarten. Für IO sind zudem die Analysen der 1995 beprobten Feinwurzeln der Kontrolle und der Varianten 1 und 8 aufgeführt.

	N [mg g^{-1}]	P [mg g^{-1}]	K [mg g^{-1}]	Ca [mg g^{-1}]	Mg [mg g^{-1}]
<i>Picea abies</i>					
Jacobsen et al. 2003	10770 \pm 2480	980 \pm 220	2180 \pm 690	2610 \pm 940	550 \pm 140
AD (Zweige) Kontrolle	8814 \pm 1222	787 \pm 51	3318 \pm 454	3266 \pm 363	687 \pm 123
IO (Zweige) Kontrolle	9733 \pm 1274	831 \pm 76	4010 \pm 467	2454 \pm 351	659 \pm 71
IO (Zweige) Var. 1	11367 \pm 1157	807 \pm 65	3942 \pm 597	2913 \pm 286	800 \pm 67
IO (Zweige) Var. 8	9100 \pm 710	859 \pm 89	3345 \pm 578	4002 \pm 651	1121 \pm 87
Feinwurzeln IO Kontrolle (1995)	10275 \pm 2981	462 \pm 138	358 \pm 174	1473 \pm 541	313 \pm 118
Feinwurzeln IO Var. 1 (1995)	10412 \pm 2741	437 \pm 240	378 \pm 174	2453 \pm 1833	662 \pm 449
Feinwurzeln IO Var. 8 (1995)	10007 \pm 2418	416 \pm 123	368 \pm 203	3383 \pm 3020	1083 \pm 888
<i>Pinus sylvestris</i>					
Jacobsen et al. 2003	7440 \pm 2750	620 \pm 040	1470 \pm 410	2830 \pm 3020	450 \pm 210
HS (Zweige)	11326 \pm 1300	91 \pm 82	4458 \pm 728	2920 \pm 352	644 \pm 55
<i>Fagus sylvatica</i>					
Jacobsen et al. 2003	7150 \pm 680	600 \pm 280	2180 \pm 980	5290 \pm 5830	740 \pm 190
HS (Zweige)	9241 \pm 585	545 \pm 67	3788 \pm 385	5033 \pm 1006	420 \pm 36

Tabelle 39

Mittelwert und Standardabweichung der für die Berechnung der unterirdischen Element-Vorräte der Grobwurzeln ($\varnothing > 2$ mm) verwendete Konzentrationen des Kompartimentes Äste der Kontrolle und die in der Literaturzusammenstellung von Jacobsen et al. (2003) angegebenen Konzentrationen der Nährelemente für Grobwurzeln der auf den Versuchsflächen vorhandenen Baumarten.

	N [mg kg^{-1}]	P [mg kg^{-1}]	K [mg kg^{-1}]	Ca [mg kg^{-1}]	Mg [mg kg^{-1}]
<i>Picea abies</i>					
Jacobsen et al. 2003	4140 \pm 4010	370 \pm 260	1380 \pm 370	1590 \pm 600	300 \pm 110
AD (Äste)	2160 \pm 390	188 \pm 30	889 \pm 180	2904 \pm 558	371 \pm 70
IO (Äste)	2270 \pm 530	151 \pm 38	930 \pm 105	2210 \pm 537	315 \pm 54
<i>Pinus sylvestris</i>					
Jacobsen et al. 2003	1770 \pm 760	210 \pm 90	1080 \pm 440	970 \pm 470	300 \pm 90
HS (Äste)	1820 \pm 390	159 \pm 31	1135 \pm 197	2803 \pm 379	326 \pm 59
<i>Fagus sylvatica</i>					
Jacobsen et al. 2003	3030 \pm 850	350 \pm 200	1340 \pm 300	2690 \pm 2200	430 \pm 300
HS (Äste)	2740 \pm 510	188 \pm 31	1935 \pm 257	3295 \pm 907	251 \pm 39

4.5 Bestandeswachstum

Ertragskundliche Untersuchungen waren bei der Anlage der Versuchsflächen nicht Ziel des Kompensationsversuchs. Werden die einzelnen Parzellen von 0,1 ha betrachtet, können sich schon geringe Änderungen der Bestandesstruktur deutlich auf die auf einen Hektar bezogenen ertragskundlichen Kennwerte wie Stammzahl oder Grundfläche auswirken. Um diese Variabilität der einzelnen Parzellen auszugleichen, wurden diese in die drei Gruppen „Kontrolle“, „geringe Kalkung“ (Variante 1, 3 und 6: 3-5 t Dolomit ha⁻¹) und „hohe Kalkung“ (Variante 7 und 8: 9-15 t Dolomit ha⁻¹) zusammengefasst und gemeinsam betrachtet (Tab. 42, Tab. 43, Tab. 44). Die Ertragsklasse (Tab. 2) wurde anhand der Höhenbonität (Fichte: Assmann und Franz (1963); Kiefer: Kern (1958)) ermittelt (Angaben in: FAWF 2003).

Zur Feststellung, ob die Ausgangssituation 1988 vergleichbar ist, wurden neben den ertragskundlichen Kennwerten sowohl die Durchmesservertellung der Gruppen auf Normalverteilung mit dem Kolmogorov-Smirnow-Test geprüft (Tab. 40) als auch der BHD aller zu dem Zeitpunkt vorhandenen Bäume zwischen den Gruppen mit dem Kruskal-Wallis-Test verglichen (Tab. 41).

In AD ist für den BHD der Gruppe hohe Kalkung eine Normalverteilung abzulehnen und die Durchmesservertellung zeigt signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen. In IO ist für den BHD aller Gruppen eine Normalverteilung nicht abzulehnen und die Durchmesservertellung zeigt an keinem der drei Aufnahmetermine signifikante Unterschiede zwischen den drei Gruppen. Die beiden von Windwurf betroffenen Parzellen 0-3 und 3-1 wurden in diese Betrachtung nicht mit einbezogen. In HS weist die Durchmesservertellung bei den Aufnahmen 1988 und 1996 keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Gruppen auf (Tab. 41). Eine Normalverteilung des BHD kann in allen Aufnahmejahren lediglich bei der Gruppe geringe Kalkung nicht abgelehnt werden (Tab. 40).

Tabelle 40

Test des Parameters BHD der drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnow-Test. n.s. bedeutet, dass eine Normalverteilung der gemessenen Durchmesser nicht abzulehnen ist.

	Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung	
AD	Normalverteilung 1988	n.s.	n.s.	*
	Normalverteilung 1996	n.s.	n.s.	*
	Normalverteilung 2011	n.s.	n.s.	n.s.
IO	Normalverteilung 1988	n.s.	n.s.	n.s.
	Normalverteilung 1996	n.s.	n.s.	n.s.
	Normalverteilung 2011	n.s.	n.s.	n.s.
HS	Normalverteilung 1988	*	n.s.	*
	Normalverteilung 1996	n.s.	n.s.	*
	Normalverteilung 2011	n.s.	n.s.	*

Tabelle 41

Test des Parameters BHD auf Unterschiede zwischen den drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung mittels Kruskal-Wallis-Test innerhalb eines Aufnahmejahres. Signifikante Unterschiede in der Verteilung des BHD zwischen den Gruppen sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.

	Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung	
AD	Durchmesserverteilung 1988	a	a	b
	Durchmesserverteilung 1996	a	a	b
	Durchmesserverteilung 2011	a	b	a
IO	Durchmesserverteilung 1988	a	a	a
	Durchmesserverteilung 1996	a	a	a
	Durchmesserverteilung 2011	a	a	a
HS	Durchmesserverteilung 1988	a	a	a
	Durchmesserverteilung 1996	a	a	a
	Durchmesserverteilung 2011	a	ab	b

Tabelle 42

Ertragskundliche Kennwerte der Versuchsfläche Adenau für die drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung. Der Durchmesser wurde auf Grund der Stammverletzungen in Höhe des BHD in 1,80 m gemessen, was bei der Interpretation der daraus abgeleiteten Parameter Grundfläche, Mitteldurchmesser und Grundflächenmittelstamm beachtet werden muss. Die zur Berechnung des Bestockungsgrades verwendete Grundfläche der Ertragstafeln (FAWF 2003) wurde mit dem zur Umrechnung des Durchmessers von 1,8 m auf 1,3 m verwendeten Faktors reduziert (vgl. Kap. 2.7).

Adenau	Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung
Anzahl Parzellen	3	6	4
Summe Parzellengröße [m ²]	6375	6000	4000
Grundfläche 1988 [m ² ha ⁻¹]	30,2	32,8	34,6
Grundfläche 1996 [m ² ha ⁻¹]	32,8	35,8	37,8
Grundfläche 2013 [m ² ha ⁻¹]	36,7	40,0	40,3
Stammzahl 1988 [n ha ⁻¹]	598	608	763
Stammzahl 1996 [n ha ⁻¹]	515	537	668
Stammzahl 2013 [n ha ⁻¹]	339	342	393
Bestockungsgrad 1988 [%]	0,68	0,74	0,78
Bestockungsgrad 1996 [%]	0,70	0,76	0,81
Bestockungsgrad 2013 [%]	0,70	0,76	0,76
Mitteldurchmesser 1988 [cm]	25,0	25,6	23,2
Mitteldurchmesser 1996 [cm]	28,1	29,0	26,5
Mitteldurchmesser 2013 [cm]	36,9	38,3	35,7
Grundflächenmittelstamm 1988 [cm]	25,3	25,9	23,5
Grundflächenmittelstamm 1996 [cm]	28,5	29,3	26,9
Grundflächenmittelstamm 2013 [cm]	37,3	38,7	36,1
Mittelhöhe 1988 [m]	23,5	23,4	22,8
Mittelhöhe 1996 [m]	24,2	24,4	23,8
Mittelhöhe 2012 [m]	27,2	27,7	27,5
Bemerkung	Baumhöhe 1988 aus BHD abgeleitet Durchforstung Mai 2005		

Tabelle 43

Ertragskundliche Kennwerte der Versuchsfläche Idar-Oberstein für die drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung. Die Parzellen 0-3 und 3-1 wurden wegen Windwurf nicht in die Berechnung mit aufgenommen.

Idar-Oberstein	Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung
Anzahl Parzellen	2	5	4
Summe Parzellengröße [m ²]	4250	5000	4000
Grundfläche 1988 [m ² ha ⁻¹]	40,1	41,8	35,9
Grundfläche 1996 [m ² ha ⁻¹]	43,5	45,7	35,9
Grundfläche 2011 [m ² ha ⁻¹]	48,8	51,1	43,1
Stammzahl 1988 [n ha ⁻¹]	480	506	468
Stammzahl 1996 [n ha ⁻¹]	454	480	395
Stammzahl 2011 [n ha ⁻¹]	395	398	343
Bestockungsgrad 1988 [%]	0,77	0,80	0,69
Bestockungsgrad 1996 [%]	0,81	0,85	0,67
Bestockungsgrad 2011 [%]	0,84	0,88	0,75
Mitteldurchmesser 1988 [cm]	32,1	32,1	30,8
Mitteldurchmesser 1996 [cm]	34,3	34,4	33,6
Mitteldurchmesser 2011 [cm]	39,0	40,0	39,5
Grundflächenmittelstamm 1988 [cm]	32,6	32,5	31,3
Grundflächenmittelstamm 1996 [cm]	34,9	34,8	34,0
Grundflächenmittelstamm 2011 [cm]	39,7	40,5	40,1
Mittelhöhe 1988 [m]	27,2	27,6	27,2
Mittelhöhe 1996 [m]	30,3	30,6	30,1
Mittelhöhe 2011 [m]	32,2	33,1	32,6
Bemerkung	Kontrolle: Ausschluss der Parzelle 0-3 wegen Windwurf (2007)		
	Geringe Kalkung: Ausschluss der Parzelle 3-1 wegen Windwurf (2005)		
	Durchforstung 2006		

Tabelle 44

Ertragskundliche Kennwerte der Versuchsfläche Hochspeyer für die drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung. Die erste Zahl schließt sowohl Buche als auch Kiefer mit ein, die Zahlen in Klammern stehen für die getrennte Betrachtung von Kiefer (erste Zahl) und Buche (zweite Zahl). Das Einwachsen von Buchen in die Kluppungsschwelle von BHD > 7 cm sorgt bei der Aufnahme 2011 für einen Anstieg der Stammzahl. In den Jahren 1988 und 1996 fanden Höhenmessungen nur an Kiefer statt.

Hochspeyer (Kiefer + Buche)	Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung
Anzahl Parzellen	3	6	4
Summe Parzellengröße [m ²]	6375	6000	4000
Grundfläche 1988 [m ² ha ⁻¹]	30,8 (27,5 + 3,3)	33,5 (31,7 + 1,9)	32,4 (29,8 + 2,6)
Grundfläche 1996 [m ² ha ⁻¹]	35,5 (31,3 + 4,3)	39,0 (36,6 + 2,5)	36,7 (33,4 + 3,3)
Grundfläche 2011 [m ² ha ⁻¹]	43,1 (35,6 + 7,4)	47,4 (42,0 + 5,4)	45,8 (39,4 + 6,4)
Stammzahl 1988 [n ha ⁻¹]	875 (631 + 245)	895 (710 + 185)	890 (680 + 210)
Stammzahl 1996 [n ha ⁻¹]	847 (604 + 243)	867 (688 + 178)	858 (648 + 210)
Stammzahl 2011 [n ha ⁻¹]	957 (568 + 389)	970 (625 + 345)	890 (580 + 310)
Bestockungsgrad 1988 [%]	0,81	0,88	0,85
Bestockungsgrad 1996 [%]	0,92	1,01	0,95
Bestockungsgrad 2011 [%]	1,09	1,20	1,16
Mitteldurchmesser 1988 [cm]	20,2 (23,3 / 12,1)	21,1 (23,6 / 10,6)	20,8 (23,3 / 11,5)
Mitteldurchmesser 1996 [cm]	22,1 (25,4 / 14,0)	23,3 (25,7 / 12,6)	22,5 (25,3 / 13,3)
Mitteldurchmesser 2011 [cm]	22,6 (27,9 / 14,8)	23,7 (29,0 / 13,3)	24,2 (29,0 / 14,5)
Grundflächenmittelstamm 1988 [cm]	21,3 (23,7 / 13,2)	22,1 (24,0 / 11,1)	21,7 (23,7 / 12,4)
Grundflächenmittelstamm 1996 [cm]	23,2 (25,8 / 15,3)	24,2 (26,1 / 13,1)	23,6 (25,8 / 14,4)
Grundflächenmittelstamm 2013 [cm]	24,2 (28,4 / 16,3)	25,3 (29,4 / 14,3)	25,7 (29,5 / 15,8)
Mittelhöhe 1988 [m]*	19,8	19,5	20,3
Mittelhöhe 1996 [m]*	21,0	21,0	22,0
Mittelhöhe 2011 [m]	20,0 (22,2 / 16,7)	20,2 (22,7 / 16,1)	21,8 (24,4 / 17,1)
Bemerkung	Daten 2011: Eingewachsene Buchen über die Kluppungsschwelle von BHD > 7 cm mit aufgenommen		
	*Höhenmessung 1988 und 1996 wurde nur an Kiefer durchgeführt		

4.5.1 Zuwachsgeraden

Zur weiteren Analyse möglicher Auswirkungen der Kalkung auf das Wachstum der Bäume werden für die drei Gruppen Zuwachsgeraden des Durchmesserzuwachses (nach Prodan 1965, S. 474 ff.) berechnet:

$$z_d = a_0 + a_1 \times d_{\text{BHD}} \quad [34]$$

wobei z_d dem mittleren jährlichen Durchmesser des betrachteten Zeitraums und d_{BHD} dem BHD zu Beginn des Zeitraums der Gruppe entspricht. Diese sind für die Darstellung der Zuwachsrelation

zwischen Individuen unterschiedlicher Größe eines Bestandes geeignet, jedoch nicht für eine Zuwachsschätzung (Pretzsch 2010). Nach Pretzsch (2010) ist bei einer Zunahme der Standortgüte eine Veränderung der Zuwachsgeraden hin zu einer größeren Steigung (a_1) und einem kleineren y-Achsenabschnitt (a_0) zu erwarten. Dies bedeutet eine Verschiebung der Zuwächse von kleinen hin zu großen Individuen. Eine solches überproportionales Wachstum größerer Individuen wird als größenasymmetrisches Wachstum bezeichnet (Schwinning & Weiner 1998) (Abb. 83). Pro Versuchsfläche wurden für die drei Gruppen (Kontrolle, geringe Kalkung, hohe Kalkung) die Zuwachsgeraden für die Zeiträume 1988 - 1996, 1996 - 2011 und 1988 - 2011 berechnet (Tab. 45). Die Buche in Hochspeyer wurde aufgrund der stark schwankenden Stammzahl und Durchmesservertelung nicht in die Betrachtung mit aufgenommen.

Am deutlichsten ist die Verschiebung der Wachstumsgeraden zwischen den drei Gruppen in IO (Abb. 84). Für die drei betrachteten Zeiträume zeigt sich die geringste Steigung bei der Gruppe Kontrolle und die steilste Steigung bei der Gruppe hohe Kalkung (Tab. 45). Ebenso nimmt der y-Achsenabschnitt mit zunehmender Kalkungsmenge ab. In HS zeigt sich eine gleich gerichtete Entwicklung, jedoch zeigt die Gruppe geringe Kalkung teils eine steilere Zuwachsgerade und einen niedrigeren y-Achsenabschnitt als die Gruppe hohe Kalkung.

In Adenau jedoch weist die Gruppe hohe Kalkung für die Zeiträume 1988 - 2011 und 1996 - 2011 eine geringere Steigung und höhere y-Achsenabschnitte als die Gruppe Kontrolle auf (Tab. 45). Möglicherweise wird dies durch die 2005 erfolgte und sich somit auf die Zuwachsgeraden beider Zeiträume auswirkende Durchforstung hervorgerufen. Wird der mittlere jährliche BHD-Zuwachs von 1996 bis 2005 der bei der Durchforstung entnommenen Individuen verwendet, um deren BHD-Zuwachs bis 2011 zu extrapolieren und lässt diese Werte zusätzlich zu den tatsächlich in 2011 vorhandenen Individuen in die Berechnung der Zuwachsgeraden mit einfließen, führt dies dazu, dass die Zuwachsgeraden der Gruppe Kontrolle auch für die Zeiträume 1988 - 2011 und 1996 - 2011 die geringste Steigung und höchsten y-Achsenabschnitte aufweisen (Tab. 46).

Tabelle 45

Daten der Zuwachsgeraden der drei Versuchsflächen für die Gruppen (Kontrolle, geringe Kalkung, hohe Kalkung) für die Zeiträume 1988-1996, 1996-2011 und 1988-2011. In HS wurde nur die Kiefer in die Berechnung der Zuwachsgeraden mit aufgenommen.

		y-Achsenabschnitt (a_0)			Steigung (a_1)		
		Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung	Kontrolle	Geringe Kalkung	Hohe Kalkung
AD	1988-1996	-0,197	-1,500	-1,209	0,100	0,148	0,151
	1996-2011	0,479	-0,148	1,885	0,268	0,310	0,258
	1988-2011	4,448	0,752	6,190	0,249	0,408	0,232
IO	1988-1996	0,281	0,261	-0,346	0,058	0,064	0,090
	1996-2011	-1,001	-1,478	-1,548	0,149	0,176	0,204
	1988-2011	0,177	-0,136	-1,222	0,190	0,220	0,289
HS (Kiefer)	1988-1996	1,574	0,377	0,507	0,017	0,071	0,054
	1996-2011	1,011	0,465	0,356	0,056	0,090	0,116
	1988-2011	3,31	2,047	2,012	0,049	0,122	0,138

Tabelle 46

Daten der Zuwachsgeraden der Versuchsfläche Adenau mit den bei der Durchforstung 2005 entnommenen Individuen für die Gruppen (Kontrolle, geringe Kalkung, hohe Kalkung) für die Zeiträume 1996-2011 und 1988-2011.

Adenau	y-Achsenabschnitt (a_0)			Steigung (a_1)		
	Kontrolle	Ger. Kalkung	Hohe Kalkung	Kontrolle	Ger. Kalkung	Hohe Kalkung
1996-2011	1,936	1,880	1,466	0,225	0,246	0,277
1988-2011	4,035	2,864	1,831	0,288	0,352	0,417

Abbildung 83

Zusammenhang zwischen der Pflanzengröße und dem Zuwachs sowie Darstellung des Einflusses der Standortgüte auf die Größen-Zuwachs-Beziehung. Am Beispiel Fichte zeigt sich eine Verschiebung der Zuwachsgeraden von größen-symmetrisch bei niedriger Bonität hin zu größen-asyymmetrisch bei hoher Bonität (h_0 = Höhe des Grundflächenmittelstammes der 100 stärksten Bäume im Alter 100) (aus: Pretzsch 2010).

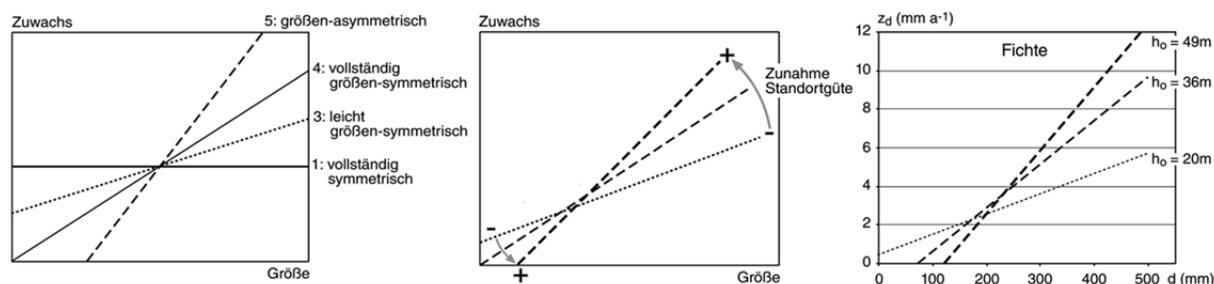
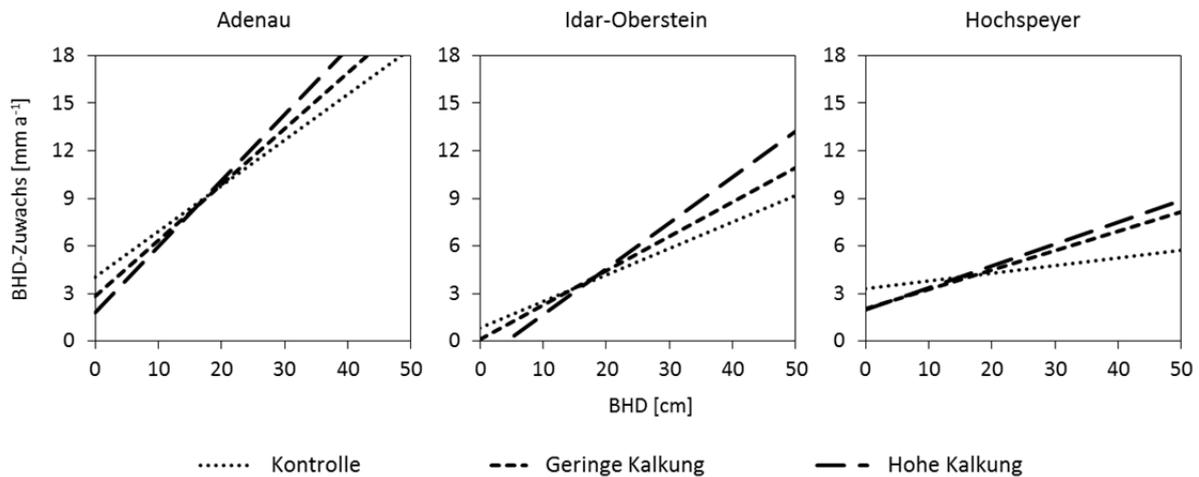


Abbildung 84

Zuwachsgerade der drei Versuchsflächen für die drei gebildeten Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung (3-5 t Dolomit ha⁻¹) und hohe Kalkung (9-15 t Dolomit ha⁻¹). Für die Zuwachsgeraden der Versuchsfläche AD wurde das Wachstum der bei der Durchforstung in 2005 entnommenen Bäume bis 2011 extrapoliert und mit eingerechnet. In HS wurde nur die Kiefer in die Berechnung der Zuwachsgeraden mit aufgenommen.



Als Maß für die Zuwachsverteilung auf kleinere und größere Individuen wird die Maßzahl E berechnet (Pretzsch 2010):

$$E = \frac{\ln(z_2) - \ln(z_1)}{\ln(d_2) - \ln(d_1)} = \frac{\ln(z_2/z_1)}{\ln(d_2/d_1)} \quad [35]$$

d_1 entspricht dem BHD des Grundflächenmittelstamms und d_2 dem um 1 % erhöhten BHD des Grundflächenmittelstamms. Unter Zuhilfenahme der Zuwachsgeraden wird der zu erwartende Zuwachs für den BHD des Grundflächenmittelstamms (z_1) und der um 1 % erhöhte BHD des Grundflächenmittelstamms (z_2) berechnet.

Bei größen-symmetrischem Wachstum (vgl. Abb. 83) entspricht der durch die Steigerung des BHD um 1 % hervorgerufene Zuwachs ebenfalls 1 % ($E = 1$). Kleinere E Werte bedeuten einen unterproportionalen, größere E Werte einen überproportionalen Zuwachsenstieg. Bis auf den Zeitraum 1997 - 2011 bzw. 1988 - 2011 in AD weisen die beiden Kalkungsgruppen stets höhere E Werte als die Kontrolle auf (Tab. 47), was auf eine Begünstigung großer Individuen durch die Kalkung hindeutet.

Tabelle 47

Maßzahl E der drei Versuchsflächen für die Gruppen (Kontrolle, geringe Kalkung, hohe Kalkung) für die Zeiträume 1988-1996, 1996-2011 und 1988-2011. Für AD wurde die Maßzahl E für den Zeitraum 1988-2011 sowohl mit als auch ohne die 2005 entnommenen Bäume (Df-Bäume) berechnet. In IO wurden die Parzellen 0-3 und 3-1 wegen Windwurf nicht in die Berechnung mit aufgenommen. In HS wurde nur die Kiefer in die Berechnung mit aufgenommen.

	Kontrolle	Ger. Kalkung	Hohe Kalkung
Adenau			
1988-1996	1,08	1,63	1,50
1996-2011	0,94	1,02	0,79
1988-2011 ohne Df-Bäume	0,59	0,93	0,47
1988-2011 mit Df-Bäumen	0,64	0,76	0,66
Idar-Oberstein (ohne Windwurf)			
1988-1996	0,87	0,89	1,14
1996-2011	1,24	1,32	1,29
1988-2011	0,97	1,02	1,16
Hochspeyer (Kiefer)			
1988-1996	0,20	0,82	0,72
1996-2011	0,59	0,83	0,89
1988-2011	0,26	0,59	0,62

4.5.2 Wuchsleistung

Die Gruppen geringe Kalkung und hohe Kalkung weisen auf allen Versuchsflächen im Zeitraum 1988 bis 2011 bzw. in AD 2013 höhere Zuwächse im oberirdischen Biomassevorrat auf als die Kontrolle (Abb. 85). Der Zuwachs wurde als Summe des Biomassevorrates des Bestandes 2011 bzw. 2013 und der entnommenen Bäume im Untersuchungszeitraum abzüglich des Biomassevorrates zu Versuchsbeginn berechnet (vgl. Kap. 2.7).

Wird der Vorratzuwachs der Biomasse zu dem Vorrat zu Versuchsbeginn ins Verhältnis gesetzt, zeigt sich auf allen Flächen eine Reihung, bei der die Kontrolle den niedrigsten, die Gruppe hohe Kalkung den höchsten Anteil aufweist. Wird statt des oberirdischen Biomassevorrates der Derbholzvorrat betrachtet, ergeben sich für die Gruppen geringe Kalkung und hohe Kalkung ebenfalls höhere Zuwächse im Vergleich zur Kontrolle. Gleiche Ergebnisse zeigen sich für den Volumenzuwachs (z_v), der nach Kalkung gegenüber der Kontrolle um 7 bis 34 % zunimmt, und in der ebenfalls volumenbezogenen jährlichen relativen Wachstumsgeschwindigkeit (Tab. 48):

$$\text{Jährliche relative Wachstumsgeschwindigkeit [\%]} = \frac{z_v}{V_{1988}} / \text{Zeitintervall}_{1988-2011/13} [\text{Jahre}] \times 100 \quad [36]$$

Abbildung 85

Biomassevorräte der Versuchsflächen zu Versuchsbeginn sowie der Zuwachs des Biomassevorrats von 1988 bis 2011 (IO, HS) bzw. 2013 (AD). Zudem ist der Anteil des in diesem Zeitraum zugewachsenen Vorrats zu dem 1988 vorhandenen Vorrat dargestellt.

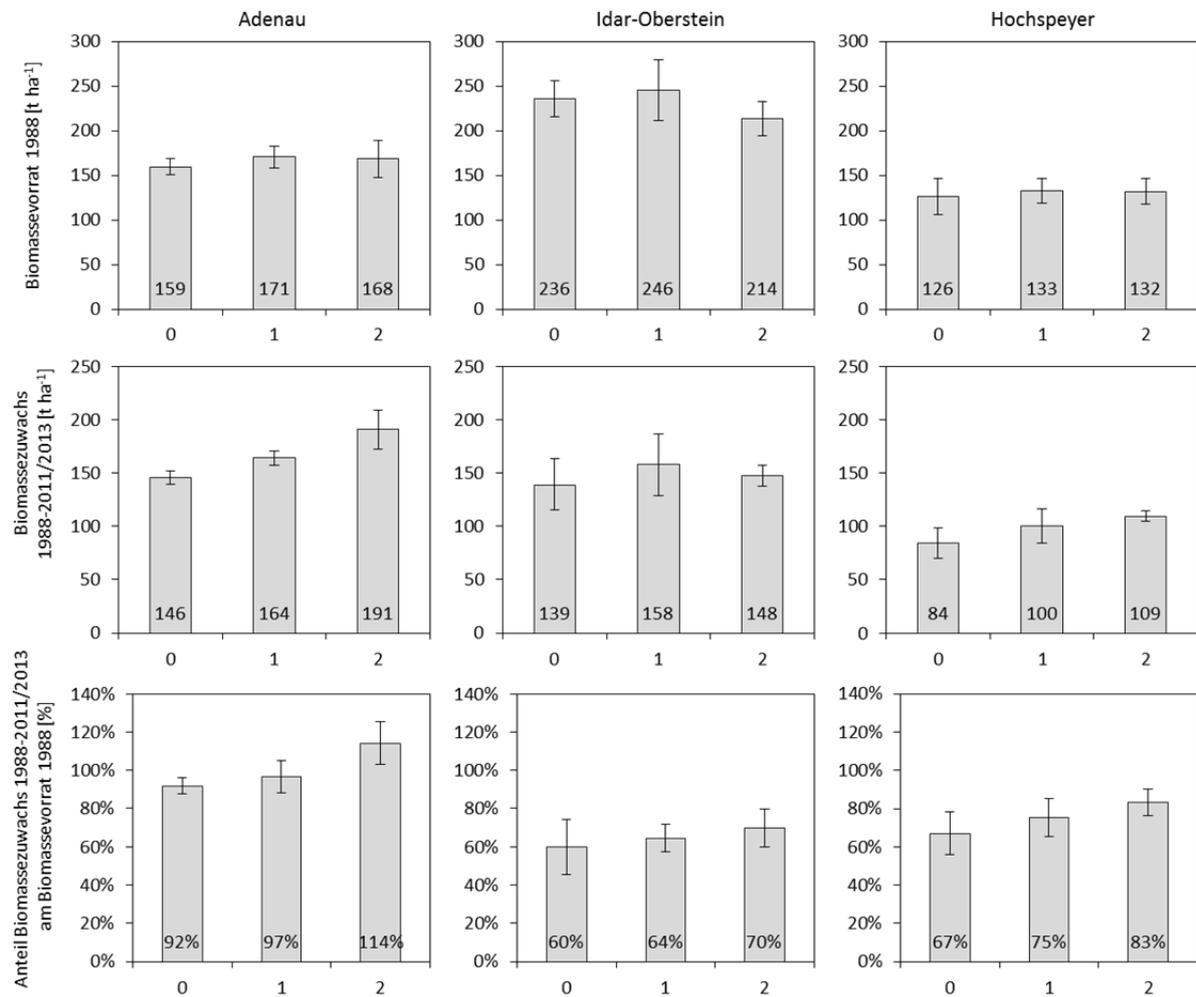


Tabelle 48

Mittelwert und Standardabweichung des Volumens (v) der drei Versuchsflächen zu Versuchsbeginn sowie des Volumenzuwachses (z_v) im Beobachtungszeitraum 1988-2011 (IO, HS) bzw. 1988-2013 (AD) der einzelnen Parzellen und die jährliche relative Wachstumsgeschwindigkeit der drei Gruppen Kontrolle (0), geringe Kalkung (1) und hohe Kalkung (2).

Parameter	Gruppe	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
v 1988 [m^3]	0	346 ± 19,4	518 ± 47,4	272 ± 40,6
	1	371 ± 26,6	537 ± 72,2	298 ± 34,6
	2	365 ± 45,9	465 ± 43,5	291 ± 27,6
z_v 1988-2011/13 [m^3]	0	332 ± 13,4	299 ± 51,9	182 ± 37,0
	1	373 ± 14,7	339 ± 59,3	228 ± 25,1
	2	430 ± 40,8	320 ± 22,5	245 ± 13,4
Verhältnis des Zuwachses der Gruppe zum Zuwachs der Kontrolle [%]	1	112%	114%	125%
	2	130%	107%	134%
Jährlichen relative Wachstumsgeschwindigkeit [%]	0	3,8%	2,5%	2,9%
	1	4,0%	2,7%	3,3%
	2	4,7%	3,0%	3,7%

4.5.3 Höhenzuwachs

Für die Berechnung des Höhenzuwachses wurden ausschließlich 2011 noch vorhandene Individuen betrachtet. Daraus ergeben sich Unterschiede zu Tab. 42, Tab. 43 und Tab. 44, da dort alle zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt gemessenen Individuen in die Berechnung der Mittelhöhe mit einbezogen wurden. In HS weist die Parzelle 0-3 ein auffällig geringes Höhenwachstum auf, was vermutlich auf Altersunterschiede innerhalb des Bestandes in HS zurückzuführen ist. Deshalb ist in HS die Gruppe Kontrolle einmal mit und ohne Parzelle 0-3 aufgeführt. Da 1988 in AD keine Höhenmessung stattgefunden hat (die Höhe in Tab. 42 wurde über den BHD hergeleitet), wurde nur der Zeitraum 1997-2011 betrachtet. In AD und HS unterscheidet sich die 1997 (AD) bzw. 1988 (HS) erfasste mittlere Baumhöhe der Gruppe geringe und hohe Kalkung signifikant voneinander. Zwischen Kontrolle und den beiden anderen Gruppen gibt es keine signifikanten Unterschiede.

Beim Höhenzuwachs finden sich dagegen auf allen Versuchsflächen signifikante Unterschiede zwischen der Kontrolle und der Gruppe hohe Kalkung und in IO auch zwischen der Kontrolle und der Gruppe geringe Kalkung (Tab. 49, Tab. 50, Tab. 51). In HS sind die Unterschiede zwischen Kontrolle und der Gruppe geringe Kalkung nur signifikant, wenn die Parzelle 0-3 mit dem geringen Höhenwachstum berücksichtigt wird. Gegenüber der Kontrolle nimmt der Höhenzuwachs um 24 - 28 % (hohe Kalkung) bzw. 9 - 16 % (geringe Kalkung) zu.

Tabelle 49

Mittelwert und Standardabweichung der Höhe und des Höhenzuwachs der Versuchsfläche Adenau. 1988 wurden keine Höhenmessungen durchgeführt.

Adenau	Kontrolle (n = 114)	Ger. Kalkung (n = 128)	Hohe Kalkung (n = 89)
Höhe 1996 [m]	24,5 ± 1,6	24,7 ± 1,7	24,0 ± 1,6
Höhe 2011 [m]	27,2 ± 1,7	27,7 ± 1,7	27,4 ± 1,6
Höhenzuwachs 1996-2011 [m]	2,7 ± 1,1	3,0 ± 1,1	3,4 ± 1,4
Steigerung im Höhenzuwachs 1988-2011 der Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle und Signifikanz		111 % (n.s.)	126 % (**)

Tabelle 50

Mittelwert und Standardabweichung der Höhe und des Höhenzuwachs der Versuchsfläche Idar-Oberstein.

Idar-Oberstein	Kontrolle (n = 88)	Ger. Kalkung (n = 94)	Hohe Kalkung (n = 45)
Höhe 1988 [m]	27,5 ± 1,2	27,5 ± 1,1	27,1 ± 1,1
Höhe 1996 [m]	30,5 ± 1,5	30,6 ± 1,5	30,3 ± 1,3
Höhe 2011 [m]	32,5 ± 1,6	33,3 ± 1,9	33,3 ± 1,8
Höhenzuwachs 1988-1996 [m]	3,0 ± 1,0	3,1 ± 0,9	3,2 ± 0,7
Höhenzuwachs 1996-2011 [m]	2,0 ± 1,2	2,7 ± 1,2	3,0 ± 1,3
Höhenzuwachs 1988-2011 [m]	5,0 ± 1,2	5,8 ± 1,3	6,2 ± 1,3
Steigerung im Höhenzuwachs 1988-2011 der Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle und Signifikanz		116 % (**)	124 % (**)

Tabelle 51

Mittelwert und Standardabweichung der Höhe und des Höhenzuwachs der Kiefer der Versuchsfläche Hochspeyer. Die Kontrolle ist sowohl mit der Parzelle 0-3 als auch ohne diese Parzelle aufgeführt, die ein deutlich geringeres Höhenwachstum aufweist.

Hochspeyer (Kiefer)	Kontrolle	Kontrolle	Ger. Kalkung	Hohe Kalkung
	(n = 108)	(n = 78)		
	Alle Parzellen	Ohne Parzelle 0-3		
Höhe 1988 [m]	19,8 ± 2,0	18,9	19,4 ± 2,0	20,3 ± 1,4
Höhe 1996 [m]	21,1 ± 1,9	20,4	20,8 ± 2,0	21,9 ± 2,1
Höhe 2011 [m]	22,1 ± 2,0	21,9	22,6 ± 2,4	24,3 ± 2,2
Höhenzuwachs 1988-1996 [m]	1,3 ± 1,7	1,7	1,6 ± 1,1	1,6 ± 1,8
Höhenzuwachs 1996-2011 [m]	1,0 ± 1,8	1,5	1,9 ± 1,8	2,5 ± 2,2
Höhenzuwachs 1988-2011 [m]	2,3 ± 1,9	3,2	3,5 ± 2,0	4,1 ± 2,0
Steigerung im Höhenzuwachs 1988-2011 der Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle und Signifikanz		Mit 0-3 Ohne 0-3	152 % (**) 109 % (n.s.)	178 % (**) 128 % (**)

4.5.4 Höhenzuwachs und Mortalität des Buchenvoranbaus

Die in IO unter der hauptständigen Fichte vorangebauten Buchen zeigen auf den Kontrollparzellen einen Zusammenhang zwischen dem Lichtgenuss und der Wuchshöhe (Abb. 86). Die Mortalität hingegen wird durch die höhere Strahlungszufuhr offenbar nicht beeinflusst. Um die Varianz durch Unterschiede im Lichtgenuss der einzelnen Buchenklumpen zu reduzieren, wurden die Klumpen, deren gemessene relative Beleuchtungsstärke oberhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstands des Boxplots liegen ($> 31\%$), aufgrund des im Vergleich zu anderen Klumpen übermäßigen und deshalb nicht vergleichbaren Lichtgenusses aus der Analyse ausgeschlossen (Abb. 87). Alle diese ausgeschlossenen Messungen fanden an Buchenklumpen statt, die sich in oder randlich an den beiden Auflichtungen des Fichtenbestandes befinden (vgl. Abb. 4).

Die vermessenen Buchen in IO zeigen eine geringere Mortalität ab einer Kalkdosis von 9 t ha^{-1} (Abb. 88). Im Höhenzuwachs unterscheiden sich alle Kalkungsvarianten, auch die geringer dosierten, deutlich von der Kontrolle und weisen eine Steigerung des Höhenzuwachses von $+28\%$ bis $+166\%$ mit zunehmender ausgebrachter Kalkmenge auf (Abb. 88). Auch bei Ausschluss aller Buchenklumpen mit einer relativen Beleuchtungsstärke größer 20% , unter der das Wachstum durch mangelnde Lichtzufuhr deutlich gehemmt ist (Leder & Wagner 1996; Rumpf & Petersen 2008), bleibt das Ergebnis unverändert, da die Klumpen mit einer relativen Beleuchtungsstärke von $20 - 31\%$ über alle Varianten verteilt liegen (Daten nicht gezeigt).

Abbildung 86

Zusammenhang zwischen der relativen Beleuchtungsstärke und der mittleren Wuchshöhe bzw. Mortalität der Buchenklumpen auf den drei Kontrollparzellen in IO. Die gestrichelte vertikale Linie markiert die Grenze von 20% der relativen Beleuchtungsstärke, unter der das Wachstum der Buchen durch mangelnde Lichtzufuhr gehemmt ist (vgl. Leder & Wagner 1996; Rumpf & Petersen 2008).

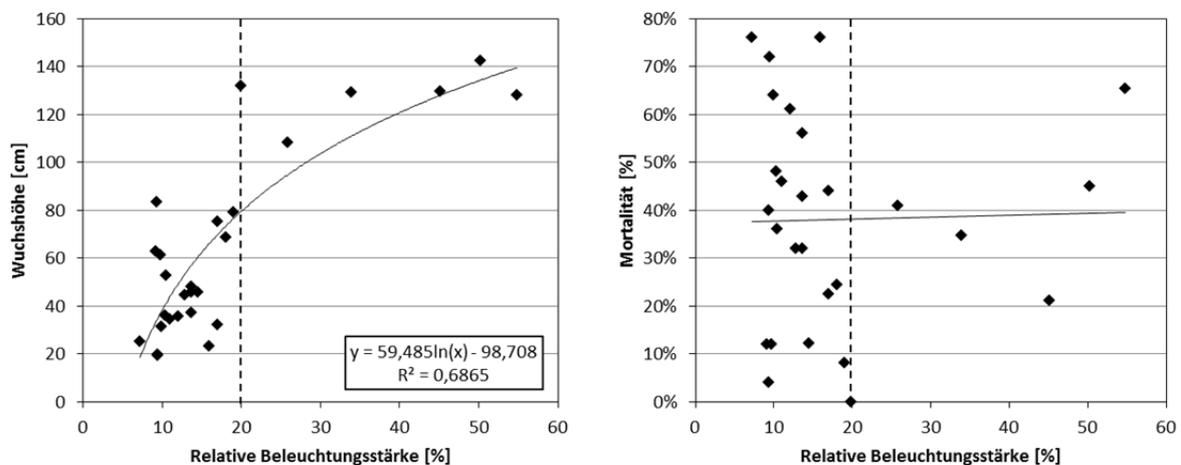


Abbildung 87

Mittels DHP berechnete relative Beleuchtungsstärke der einzelnen Buchenklumpen. Die Klumpen mit Messungen außerhalb des 1,5-fachen Interquartilsabstandes des Boxplots (oberhalb der unterbrochenen Linie) wurden nicht in die weitere Auswertung mit aufgenommen.

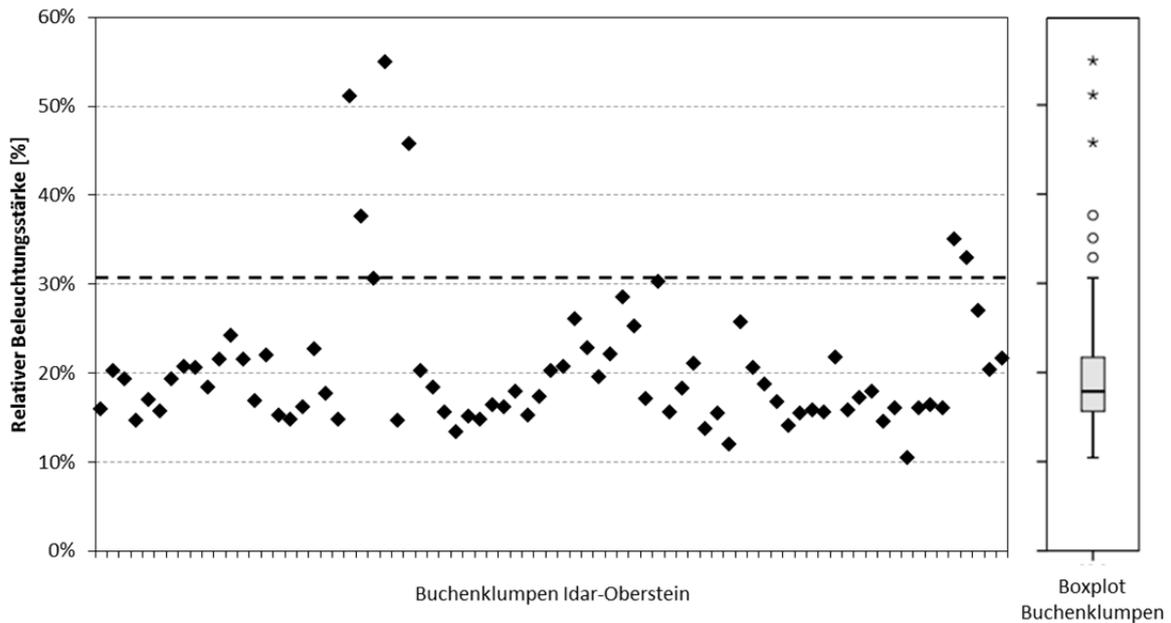
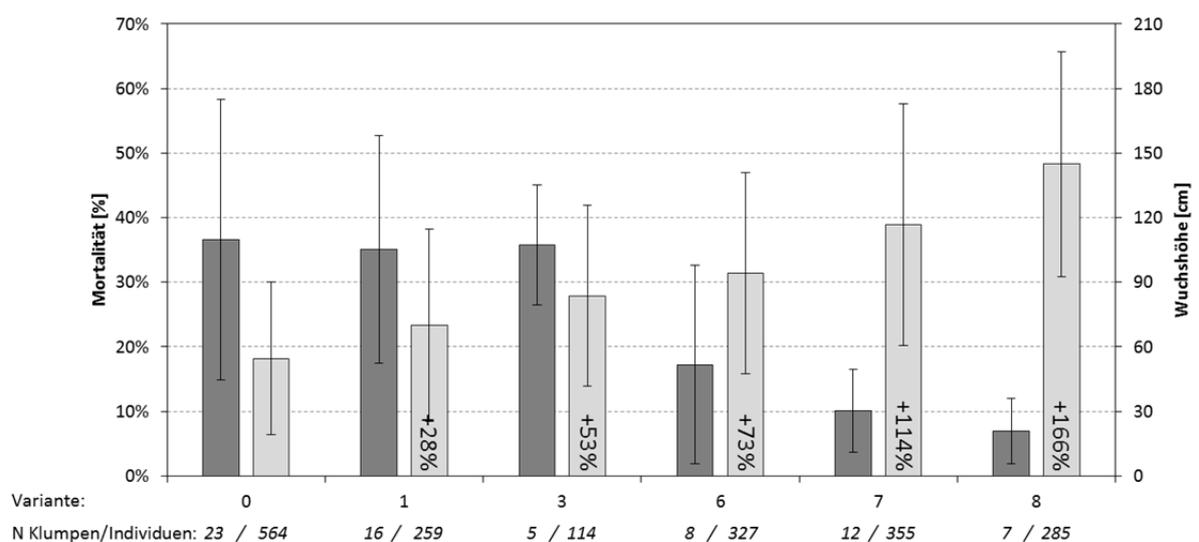


Abbildung 88

Mittelwert und Standardabweichung der Mortalität aller Klumpen einer Variante (dunkelgrau) und Mittelwert und Standardabweichung der Wuchshöhe aller Individuen einer Variante (hellgrau). Für die Wuchshöhe ist bei den Kalkungsvarianten die Steigerung verglichen mit der Kontrolle in % angegeben. Für jede Variante sind die Anzahl der Klumpenpflanzungen und die Anzahl der Individuen aufgeführt.



4.6 Säurebelastung

Die Säurebelastung entspricht der Summe der Protonen, die durch versauernd wirkende Vorgänge, wie die atmogene Deposition von Protonen oder versauernd wirkende Verbindungen, die Netto-Assimilation von Kationen in der Biomasse oder die Dissoziation von Säuren, produziert werden (van Breemen et al. 1983). Die gebildeten Protonen werden von entsauernd wirkenden Vorgängen kompensiert bzw. gepuffert. Dazu tragen hauptsächlich der Eintrag basischer Stäube sowie die Freisetzung von Kationen durch die Mineralisation der organischen Substanz und durch die Mineralverwitterung bei. Je nach pH-Wert des Bodens bzw. der Bodenlösung dominieren andere Prozesse die Pufferung der H-Ionen in der Bodenlösung, welche in Kap. 3.2 für die auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit relevanten pH-Bereiche beschrieben sind.

4.6.1 Säurebelastung durch Export der Biomasse

Bei der Bildung von Biomasse entsteht eine Säurebelastung des Bodens, da bei der Nährstoffaufnahme eine zur Netto-Assimilation von Kationen äquivalente Menge Protonen abgegeben werden (Scheffer et al. 2002, S. 125 f.). Dies ist durch den Überschuss von Kationen gegenüber Anionen bei der Nährstoffaufnahme bedingt und dient dem Erhalt der Elektroneutralität (Kadereit et al. 2014, S. 342 ff.). Wird die langfristige Versauerung eines Ökosystems betrachtet, aus dem keine Biomasse exportiert wird, also keine Nutzung stattfindet, kann die Säurebelastung durch die Nährstoffaufnahme außer Acht gelassen werden, da bei der Mineralisation der Biomasse eine äquivalente Menge Protonen wieder verbraucht wird (Tang & Rengel 2003). Auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit ist jedoch von einer Nutzung der Biomasse und damit von einer Säurebelastung äquivalent der in dieser exportierten Biomasse festgelegten Nährstoffen auszugehen.

Für die Berechnung der Protonen-Produktion im Boden durch Festlegung in der nicht umlaufenden Biomasse (ohne Streufall und ohne Feinwurzeln) während des Beobachtungszeitraums wurden alle analysierten Elemente mit aufgenommen [37]. N wird von Pflanzen sowohl als Kation (NH_4^+) als auch als Anion (NO_3^-) aufgenommen und kann somit je nach Form die Protonenproduktion beeinflussen. Da die Anteile der beiden N-Formen an der gesamten N-Aufnahme für die untersuchten Bestände nicht bekannt sind, wurden fünf Szenarien mit unterschiedlichem NO_3^- (y)/ NH_4^+ (x) Verhältnis berechnet (y/x = 0/1; 0,25/0,75; 0,5/0,5; 0,75/0,25; 1/0):

$$\text{H}^+ = \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{Mn}^{2+} + \text{Fe}^{3+} + \text{Al}^{3+} + \text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+} - \text{SO}_4^{2-} - \text{H}_2\text{PO}_4^- - y\text{NO}_3^- + x\text{NH}_4^+ [\text{keq ha}^{-1}] \quad [37]$$

Um die Auswirkung unterschiedlicher Nutzungsintensitäten zu untersuchen, wurde zudem zwischen der Festlegung in verschiedenen Kompartimenten des Bestandes differenziert. Zum einen wurde die

gesamte Nährstofffestlegung im Beobachtungszeitraum in der ober- und unterirdischen, nicht umlaufenden Biomasse (ohne Streufall und ohne Feinwurzeln) betrachtet, was der auf den Boden wirkenden Versauerung entspricht. Des Weiteren wurde die Protonenproduktion durch die Nährstofffestlegung in der oberirdischen Biomasse (ohne Streufall) und im Derbholz mit Rinde berechnet, um die Auswirkung einer intensiven Nutzung mit einem hohen Biomasseentzug (oberirdischen Biomasse) und einer reduzierten Nutzung (Derbholz mit Rinde) abzuschätzen. Die Ergebnisse sind jedoch nur für den Beobachtungszeitraum repräsentativ. Um die Versauerung zu berechnen, die durch den Ernteentzug während einer Umtriebszeit entsteht, müssen alle Altersstadien des Bestandes berücksichtigt werden (vgl. Pretzsch et al. 2013).

Auf der Kontrolle weist IO unter den drei Versuchsflächen die höchste und HS die niedrigste Protonenproduktion auf, was insbesondere durch die höheren Zuwächse der beiden Fichtenflächen bedingt ist. Mit zunehmender Kalkdosis nimmt die Protonenproduktion aufgrund des gegenüber der Kontrolle erhöhten Biomassezuwachses (Abb. 85) und den höheren Mg- und Ca-Konzentrationen in den Kompartimenten des Bestandes zu (Tab. 52, Tab. 53, Tab. 54). Wie bedeutend der Einfluss der aufgenommenen N-Form ist, zeigt sich vor allem bei der Variante 8 in IO. Diese weist bedingt durch die hohen N-Konzentrationen im Holz eine hohe N-Festlegung auf, die sich von einer Pufferung von $0,81 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei N-Aufnahme ausschließlich als Nitrat bis hin zu einer Säurebelastung von $2,98 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei N-Aufnahme ausschließlich als Ammonium auswirken kann. Aber auch in AD variiert die Säurebelastung durch die aufgenommene N-Form beträchtlich.

Tabelle 52

Protonenproduktion [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] durch die Nährstofffestlegung für die Varianten in Adenau bei Berücksichtigung unterschiedliche Kompartimente des Bestandes und bei Annahme eines unterschiedlichen Anteils von NO_3^- - und H_4^+ an der N Aufnahme.

Adenau		NO_3^- -Anteil: 0 %	NO_3^- -Anteil: 25 %	NO_3^- -Anteil: 50 %	NO_3^- -Anteil: 75 %	NO_3^- -Anteil: 100 %
Ober- und unterirdische Biomasse	0	1,84	1,40	0,95	0,51	0,07
	1	2,40	1,81	1,23	0,64	0,05
	3	2,47	1,92	1,38	0,83	0,29
	6	2,22	1,74	1,27	0,79	0,32
	7	2,53	2,00	1,47	0,94	0,41
	8	2,53	2,02	1,50	0,98	0,46
	Oberirdische Biomasse	0	1,42	1,07	0,72	0,36
1		1,95	1,46	0,97	0,48	-0,01
3		2,02	1,56	1,10	0,64	0,18
6		1,77	1,38	0,99	0,60	0,21
7		1,97	1,55	1,12	0,70	0,28
8		1,97	1,56	1,14	0,73	0,31
Derbholz mit Rinde	0	0,62	0,53	0,43	0,34	0,24
	1	0,86	0,70	0,55	0,39	0,23
	3	0,83	0,70	0,57	0,44	0,31
	6	0,87	0,73	0,59	0,46	0,32
	7	0,98	0,83	0,68	0,53	0,39
	8	0,94	0,81	0,67	0,54	0,40

Tabelle 53

Protonenproduktion [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] durch die Nährstofffestlegung für die Varianten in Idar-Oberstein bei Berücksichtigung unterschiedliche Kompartimente des Bestandes und bei Annahme eines unterschiedlichen Anteils von NO_3^- - und NH_4^+ an der N Aufnahme.

Idar-Oberstein	NO_3^- -Anteil: 0 %	NO_3^- -Anteil: 25 %	NO_3^- -Anteil: 50 %	NO_3^- -Anteil: 75 %	NO_3^- -Anteil: 100 %	
Ober- und unterirdische Biomasse	0	2,03	1,53	1,04	0,55	0,06
	1	2,75	1,94	1,13	0,32	-0,48
	3	2,81	1,95	1,09	0,23	-0,63
	6	3,35	2,37	1,38	0,39	-0,60
	7	3,61	2,57	1,54	0,50	-0,54
	8	3,64	2,58	1,53	0,47	-0,58
Oberirdische Biomasse	0	1,54	1,16	0,78	0,41	0,03
	1	2,09	1,47	0,84	0,22	-0,41
	3	2,35	1,60	0,84	0,08	-0,68
	6	2,69	1,84	1,00	0,16	-0,69
	7	2,93	2,02	1,11	0,20	-0,71
	8	2,98	2,04	1,09	0,14	-0,81
Derbholz mit Rinde	0	0,94	0,76	0,57	0,38	0,20
	1	1,33	0,95	0,57	0,19	-0,19
	3	1,70	1,12	0,53	-0,05	-0,63
	6	1,93	1,28	0,62	-0,03	-0,68
	7	2,07	1,35	0,64	-0,08	-0,80
	8	2,22	1,42	0,62	-0,18	-0,97

Tabelle 54

Protonenproduktion [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] durch die Nährstofffestlegung für die Varianten in Hochspeyer bei Berücksichtigung unterschiedliche Kompartimente des Bestandes und bei Annahme eines unterschiedlichen Anteils von NO_3^- und NH_4^+ an der N Aufnahme.

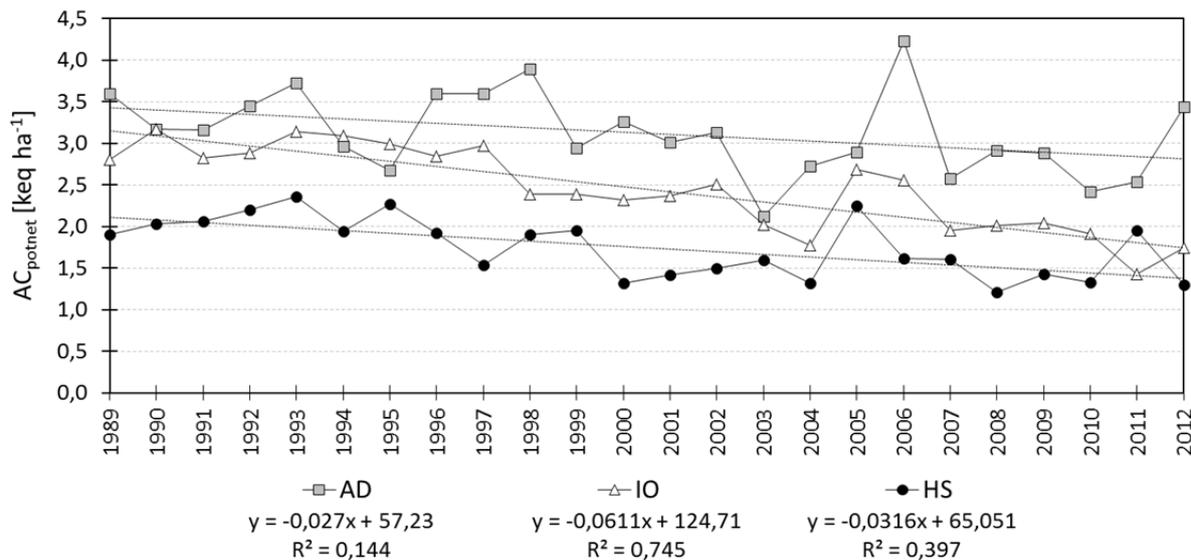
Hochspeyer	NO_3^- -Anteil: 0 %	NO_3^- -Anteil: 25 %	NO_3^- -Anteil: 50 %	NO_3^- -Anteil: 75 %	NO_3^- -Anteil: 100 %		
Ober- und unterirdische Biomasse	0	1,17	0,92	0,66	0,40	0,14	
	1	1,49	1,20	0,91	0,62	0,33	
	3	1,24	1,01	0,77	0,54	0,31	
	6	1,17	0,96	0,74	0,52	0,31	
	7	1,56	1,27	0,99	0,70	0,42	
	8	1,55	1,27	1,00	0,72	0,44	
	Oberirdische Biomasse	0	0,83	0,66	0,49	0,32	0,15
		1	1,03	0,85	0,66	0,47	0,28
3		0,87	0,71	0,56	0,41	0,26	
6		0,82	0,68	0,53	0,39	0,24	
7		1,11	0,92	0,73	0,54	0,35	
8		1,11	0,93	0,74	0,55	0,37	
Derbholz mit Rinde		0	0,56	0,47	0,38	0,30	0,21
		1	0,68	0,59	0,49	0,40	0,30
	3	0,62	0,53	0,44	0,35	0,26	
	6	0,54	0,47	0,40	0,33	0,25	
	7	0,79	0,68	0,57	0,46	0,35	
	8	0,80	0,69	0,58	0,47	0,36	

4.6.2 Potentielle Netto-Säurebelastung ($\text{AC}_{\text{potnet}}$)

Die potentielle Netto-Säurebelastung ($\text{AC}_{\text{potnet}}$) stellt den atmosphärischen Säureeintrag dar und wird aus der Summe der Gesamt-Deposition von $\text{SO}_4\text{-S}$, der Stickstoffverbindungen ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und N_{org}) und Cl abzüglich der M_b -Kationen berechnet (Spranger et al. 2004). Der meerbürtige Anteil von $\text{SO}_4\text{-S}$, Cl, Na, K, Ca, Mg wird anhand der Verhältnisse des jeweiligen Elements zu Na im Meerwasser korrigiert, wobei für Na eine vollständige Herkunft aus dem Meerwasser angenommen wird (Spranger et al. 2004). Sowohl in IO als auch in HS ist ein signifikanter ($p < 0,01$) Rückgang der $\text{AC}_{\text{potnet}}$ im Untersuchungszeitraum zu beobachten (Abb. 89). In AD, der Versuchsfläche mit der höchsten Säuredeposition (Abb. 90), ist hingegen keine eindeutige Abnahme festzustellen, bedingt durch die hohe N-Deposition in 2006 und 2012 (Abb. 91).

Abbildung 89

Verlauf der potentiellen Netto-Säurebelastung (AC_{potnet}) der drei Versuchsflächen von 1989 bis 2012.



Auf allen Versuchsflächen zeichnet sich im Beobachtungszeitraum eine signifikante ($p < 0,01$) Abnahme sowohl der SO_4^{2-} -Deposition als auch der puffernd wirkenden Deposition von M_b -Kationen ab (Tab. 55), was auf eingeführte Luftreinhaltemaßnahmen zurückzuführen ist (Gehrmann et al. 2001, S. 33). Im Gegensatz dazu ist keine signifikante Veränderung der N-Deposition auf den Versuchsflächen zu verzeichnen, sodass der Anteil der N-Deposition an der AC_{potnet} im Untersuchungszeitraum in AD/IO/HS von 62/68/76 % auf 95/93/99 % ansteigt.

Auf den drei Versuchsanlagen überschreitet die Säuredeposition deutlich $0,2 \text{ keq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, was von Ulrich (1986a) als natürliche Deposition starker Säuren ohne anthropogene Beeinflussung angegeben wird. Die für die Kompensation der im Untersuchungszeitraum stattgefundenen Säuredeposition notwendige Dolomitgabe überschreitet in AD und IO bereits die praxisübliche Menge von 3 t ha^{-1} (Abb. 90).

Abbildung 90

Summe der AC_{potnet} im Beobachtungszeitraum (links) und die zur Kompensation benötigte Dosis an dolomitischem Kalk (rechts).

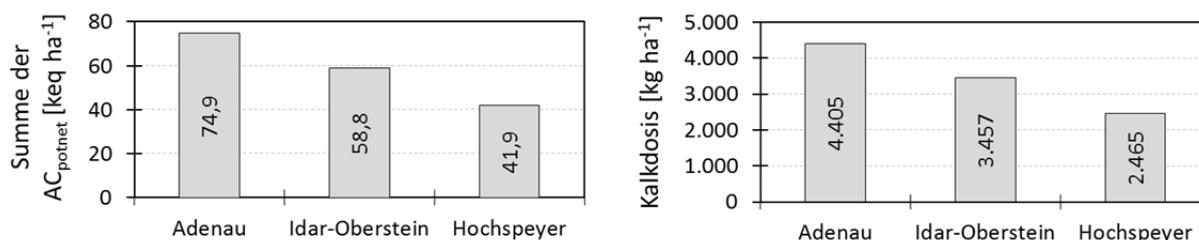


Abbildung 91

Verlauf der N Deposition, der seesalzkorrigierten Sulfat-Schwefel-, Cl- und Mb-Kationen-Deposition sowie der potentiellen Netto-Säurebelastung (AC_{potnet}) der drei Versuchsflächen von 1989 bis 2012.

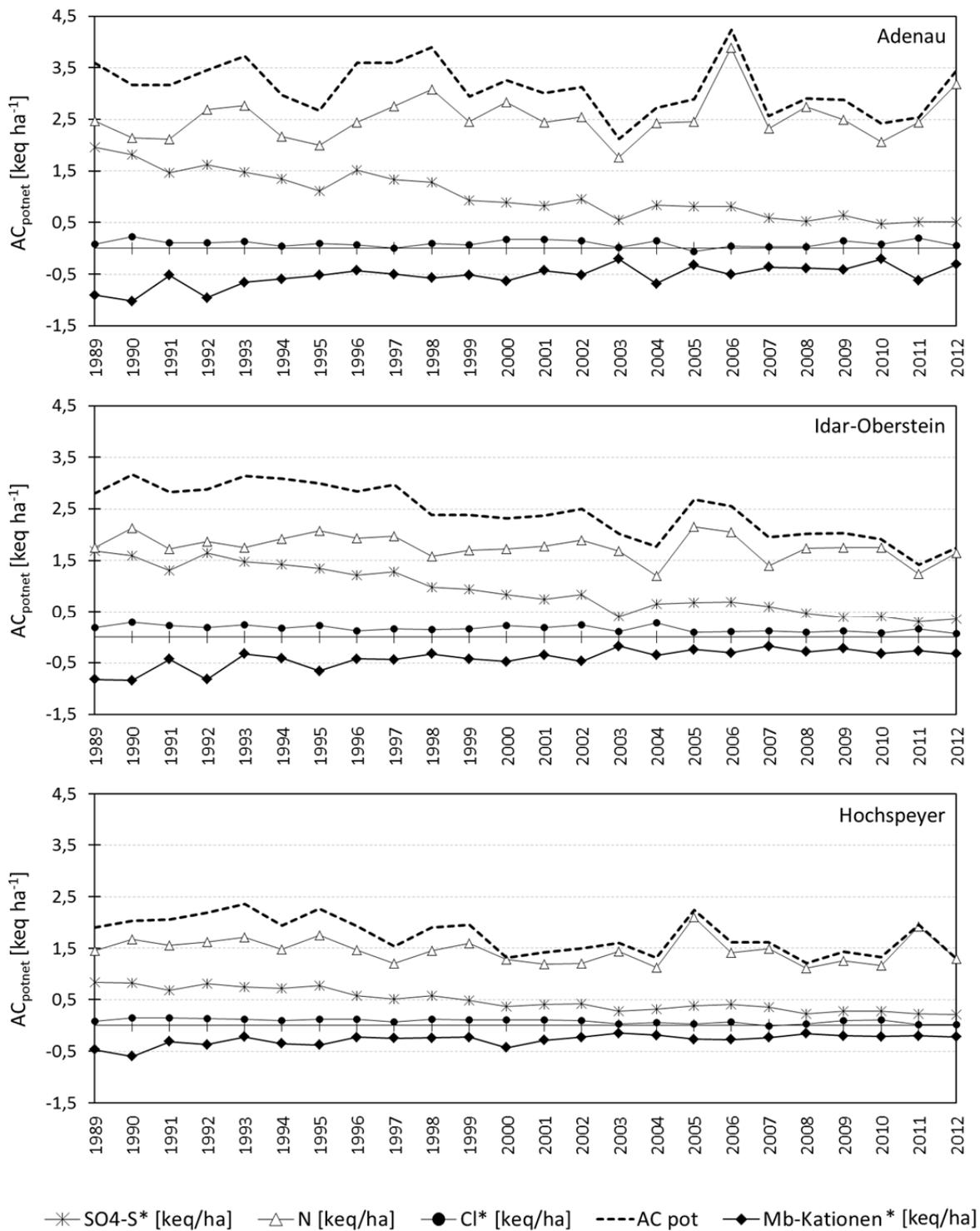


Tabelle 55

Korrelationskoeffizient (R^2) der Trendanalyse (lineare Regression) der N Deposition (N), der seesalzkorrigierten Sulfat-Schwefel- (SO_4-S^*), der seesalzkorrigierten Cl- (Cl^*) und der seesalzkorrigierten Mb-Kationen-Deposition sowie der potentiellen Netto-Säurebelastung (AC_{potnet}) der drei Versuchsfelder für den Untersuchungszeitraum 1989 - 2012. Das Signifikanzniveau ist wenn $p < 0,05$ mit *, wenn $p < 0,01$ mit ** gekennzeichnet.

	SO_4-S^*	Cl^*	N	Mb-Kationen*	AC_{potnet}
Adenau	0,89 (**)	0,03 (n.s.)	0,05 (n.s.)	0,46 (**)	0,14 (n.s.)
Idar-Oberstein	0,93 (**)	0,39 (**)	0,14 (n.s.)	0,54 (**)	0,74 (**)
Hochspeyer	0,89 (**)	0,53 (**)	0,06 (n.s.)	0,44 (**)	0,40 (**)

4.6.3 Säurebelastung nach Ulrich (1991, 1994)

4.6.3.1 Berechnung

Bei der Berechnung der effektiven Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach Ulrich (1991, 1994) werden die Bilanzen der Säuren, die ökosystem-interne Freisetzung oder Speicherung von Protonen sowie die Bilanzen von Basekationen im Ökosystem mit einbezogen. Hierzu werden Bilanzen (a) für NH_4^+ , H, Mn, Al, Fe, SO_4^{2-} , NO_3^- , DOC, Ca, K, Mg und Na erstellt [38], indem von der Gesamtdeposition (TD) der Austrag mit dem Sickerwasser (SW_{60}) subtrahiert wird, und entweder der effektiven Säurebelastung [39] oder den puffernd wirkenden Säure/Basen-Reaktionen zugeordnet [40]. Die Mineralverwitterung wird nicht getrennt berechnet, sondern ist in der Bilanz der M_a - und M_b -Kationen integriert (Ulrich 1994).

$$a = TD - SW_{60} \quad [38]$$

$$\text{effektiven Säurebelastung} = \sum_i a_i x_i + \sum_j |a_j| x_j \quad [39]$$

$$\text{mit } x_i = \begin{cases} 0 & \text{für } a_i < 0 \\ 1 & \text{für } a_i > 0 \end{cases} \quad \text{und } i \in \{NH_4^+, H, Mn, Al, Fe, Ca, K, Mg, Na\}$$

$$\text{mit } x_j = \begin{cases} 0 & \text{für } a_j > 0 \\ 1 & \text{für } a_j < 0 \end{cases} \quad \text{und } j \in \{SO_4^{2-}, NO_3^-, Org^-\}$$

$$\text{Säure - Basen - Reaktionen} = \sum_i |a_i| x_i + \sum_j a_j x_j \quad [40]$$

$$\text{mit } x_i = \begin{cases} 0 & \text{für } a_i > 0 \\ 1 & \text{für } a_i < 0 \end{cases} \quad \text{und } i \in \{NH_4^+, H, Mn, Al, Fe, Ca, K, Mg, Na\}$$

$$\text{mit } x_j = \begin{cases} 0 & \text{für } a_j < 0 \\ 1 & \text{für } a_j > 0 \end{cases} \quad \text{und } j \in \{SO_4^{2-}, NO_3^-, Org^-\}$$

Die negative Ladung des DOC im Sickerwasser (Org^-) wurde basierend auf Mosello et al. (2008) hergeleitet, jedoch ein aktualisierter Umrechnungsfaktor verwendet (ICP Forests 2011):

$$DOC [mg l^{-1}] * 9,8 = Org^- [\mu eq l^{-1}] \quad [41]$$

Positive Bilanzen für NH_4^+ , H, Mn, Al und Fe entsprechen einer Akkumulation von Säuren im Ökosystem, was auf den drei Versuchsanlagen vor allem bei NH_4^+ und in IO zudem bei H^+ eine Rolle spielt (Tab. 56). Mn, Al und Fe weisen negative Bilanzen auf, was der Freisetzung von M_a -Kationen, bedingt durch die Verwitterung von Metall-Oxiden, Silikaten und Sulfaten, entspricht, wodurch eine Pufferung der Säurebelastung erfolgt. Negative Salden bei SO_4^{2-} , NO_3^- und DOC stehen für Auflösung von Aluminium-Sulfat, Nitrifikation und die Freisetzung organisch gebundener Säuren, positive Salden für Pufferung durch die Bildung von Aluminium-Sulfat und organischer Säuren sowie durch Denitrifikation bzw. Aufnahme von Anionen in die Biomasse. Eine positive Bilanz von M_b -Kationen trägt zur Säurebelastung bei, da dadurch Al-Ionen und H^+ vom Austauscher verdrängt werden, welche wiederum abgepuffert werden müssen. Negative Bilanzen hingegen bedeuten eine Pufferung durch den Austausch von Kationen und durch die Mineralverwitterung.

Tabelle 56

Über den Untersuchungszeitraums 1989 bis 2012 aufsummierten effektive Säurebelastung und Säure/Basen-Reaktionen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$] für die Varianten der drei Versuchflächen berechnet nach Ulrich (1991, 1994).

	effektive Säurebelastung [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$]						<i>Differ</i>		Säure/Basen-Reaktionen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$]						
	H	N	SO_4^{2-}	Org ⁻	M_a	M_b	Σ	<i>enz</i>	Σ	H	N	SO_4^{2-}	Org ⁻	M_a	M_b
<i>Adenau</i>															
0	5,8	31,8	4,5	5,5	0,1	5,2	52,8	-0,1	52,9	0,8	12,2	2,4	0,0	35,1	2,5
1	6,2	35,5	17,9	6,6	0,1	3,6	69,9	-1,8	71,7	0,8	3,3	0,3	0,0	36,6	30,7
3	5,9	32,9	6,4	8,6	0,0	3,9	57,7	-0,2	57,9	1,3	7,5	2,1	0,0	32,6	14,5
6	5,6	46,3	13,3	9,1	0,1	3,3	77,6	-1,1	78,6	0,8	0,6	1,3	0,0	37,2	38,8
7	6,4	47,4	27,8	9,7	0,0	3,3	94,6	-5,7	100,3	0,9	0,5	0,8	0,0	45,8	52,4
8	6,8	39,3	14,2	9,5	0,0	3,2	73,0	-2,2	75,2	0,4	2,1	1,2	0,0	25,9	45,5
<i>Idar-Oberstein</i>															
0	13,8	13,7	26,4	2,9	0,1	4,0	60,9	-6,2	67,1	0,0	19,2	0,0	0,0	40,7	7,2
1	15,0	13,7	25,3	3,3	0,1	2,9	60,3	-6,4	66,7	0,0	17,8	0,1	0,0	30,9	17,9
3	14,8	16,1	23,7	2,7	0,1	2,2	59,5	-7,3	66,8	0,0	16,6	0,1	0,0	33,8	16,3
6	15,0	13,9	30,0	6,2	0,1	1,2	66,3	-9,0	75,2	0,0	14,0	0,0	0,0	27,1	34,1
7	15,3	13,9	33,7	4,6	0,1	1,0	68,6	-6,5	75,2	0,0	15,2	0,0	0,0	28,1	31,8
8	15,8	13,8	28,3	3,3	0,1	1,8	63,2	-6,1	69,2	0,0	16,9	0,3	0,0	21,8	30,2
<i>Hochspeyer</i>															
0	4,2	11,1	1,6	9,8	0,1	2,9	29,8	-3,3	33,1	0,1	14,3	0,7	0,0	15,8	2,2
1	4,8	11,2	1,8	16,4	0,1	1,8	36,0	-7,1	43,2	0,1	14,3	1,2	0,0	21,4	6,2
3	5,7	11,2	5,4	8,1	0,1	2,2	32,7	-4,1	36,8	0,0	14,2	0,6	0,0	12,8	9,2
6	5,7	11,2	3,6	10,5	0,1	2,2	33,2	-8,6	41,9	0,0	14,1	0,3	0,0	16,3	11,1
7	4,7	11,2	11,7	9,7	0,1	1,7	39,1	-11,7	50,9	0,0	14,3	0,5	0,0	20,8	15,2
8	5,8	11,1	4,0	20,1	0,1	1,8	42,9	-7,2	50,1	0,0	12,4	0,8	0,0	19,4	17,4

In der Theorie sollten die berechnete effektive Säurebelastung und Säure/Basen-Reaktionen einander entsprechen. Auf Basis der Messdaten liegt die in der vorliegenden Arbeit berechnete effektive Säurebelastung zumeist unterhalb der puffernden Säure/Basen-Reaktionen (vgl. Spalte Differenz in Tab. 56). Dies lässt sich erklären, da in diesen Berechnungsschritten noch nicht die durch Nährstoffaufnahme bedingte Protonenabgabe (Säurebelastung) des Bestandes (Netto-Assimilation von Kationen abzüglich der Netto-Assimilation von Anionen) berücksichtigt wird. Allerdings übersteigt bereits bei der Einrechnung der Festlegung in Derbholz mit Rinde die Säurebelastung die Säure/Basen-Reaktionen (Tab. 59), was durch die aufgenommene N-Form bedingt sein könnte (vgl. Kap. 4.6.1). Zudem wurden Differenzen zwischen der Ladung der im Sickerwasser bzw. im Niederschlag analytisch ermittelten Kationen und Anionen bei der Berechnung der Stofffrachten nicht ausgeglichen, wodurch sich ebenfalls Abweichungen zwischen der effektiven Säurebelastung und den Säure/Basen-Reaktionen ergeben.

4.6.3.2 Versauerung auf den Kontrollflächen

Bei der Betrachtung der Versauerung der Kontrolle zeigt sich, dass sich die drei Versuchsflächen in der Zusammensetzung der Säurebelastung deutlich unterscheiden (Tab. 57). In AD führt die N-Bilanz durch die hohen NH_4^+ -Einträge und NO_3^- -Austräge zu einer Säurebelastung, wohingegen in IO und HS noch eine Pufferung durch die Aufspeicherung von NO_3^- im Ökosystem stattfindet. In IO werden hingegen Protonen aufgespeichert sowie große Mengen an Sulfaten freigesetzt, die in dem Zeitraum mit hoher S-Deposition aufgespeichert wurden (Alewell 2001; Sucker et al. 2011). Sandige Böden weisen eine geringere Speicherkapazität für Sulfat auf (Alewell 2001) (vgl. Abb. 25), sodass in HS vor allem organische Säuren die Versauerung vorantreiben. Allen Versuchsflächen ist gemein, dass der Großteil der Säurebelastung auf der Kontrolle durch M_a -Kationen abgepuffert wird (Tab. 60).

Dies wird ebenfalls deutlich, wenn der Säurebelastung aus der Festlegung in Derbholz und Rinde sowie aus der Bilanz von H, N, S und DOC die seesalzkorrigierte Gesamt-Deposition und die mit PROFILE simulierte Freisetzung von M_b -Kationen gegenübergestellt werden (Tab. 58) und nicht, wie in der Berechnung nach Ulrich (1991) vorgesehen, die Sickerwasserausträge der M_b - und M_a -Kationen, welche für Mineralverwitterung stehen. Nach dieser Berechnung wird etwa 50 % der Säurebelastung nicht durch M_b -Kationen abgepuffert, sondern folglich durch M_a -Kationen. Die benötigte Kalkdosis zur Kompensation dieses Teils schwankt von 677 bis hin zu 1765 kg Dolomit ha^{-1} für den Untersuchungszeitraum und liegt damit deutlich unter der anhand der $\text{AC}_{\text{potnet}}$ berechneten Kalkdosis (vgl. Abb. 90). Die niedrigere Säurebelastung der Berechnung in Tab. 58 kommt zustande, da in diesem Ansatz im Gegensatz zur $\text{AC}_{\text{potnet}}$ die Aufspeicherung und damit übergangsweise puffernde Wirkung von potentiell versauernd wirkenden Verbindungen wie beispielsweise SO_4^{2-} berücksichtigt wird.

Tabelle 57

Aufsummierte effektive Säurebelastung (> 0) und Säure/Basen-Reaktionen (< 0) [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$] nach Ulrich (1991) des Zeitraums 1989 bis 2012 der Kontrolle der drei Versuchsflächen.

Fläche	H	N	SO_4^{2-}	Org^-	M_a	M_b	Summe
Adenau	5,0	19,6	2,1	5,5	-35,0	2,7	-0,1
Idar-Oberstein	13,8	-5,5	26,4	2,9	-40,6	-3,2	-6,2
Hochspeyer	4,2	-3,2	0,9	9,8	-15,6	0,7	-3,3

Tabelle 58

Darstellung der aufsummierte effektive Säurebelastung (> 0) und Säure/Basen-Reaktionen (< 0) aus der Bilanz von H, N, S und DOC sowie aus der Festlegung in Derbholz und Rinde des Zeitraums 1989 bis 2012 der Kontrolle der drei Versuchsflächen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$]. Dieser ist die puffernde Wirkung von M_b Kationen aus der seesalzkorrigierten Gesamt-Deposition und aus der mit PROFILE simulierten Mineralverwitterung gegenübergestellt. In der letzten Spalte ist die Kalkdosis [$\text{kg Dolomit ha}^{-1}$] angegeben, die nötig wäre, die nicht durch diesen M_b Kationen Eintrag gepufferte Säurebelastung zu kompensieren.

Fläche	H	N	SO_4^{2-}	Org^-	Derbholz +Rinde	Summe	Mineral- Verwitt.	Gesamt- Deposition	Nicht gepuffert	Kalkdosis [kg ha^{-1}]
Adenau	5,0	19,6	2,1	5,5	10,4	42,6	8,9	12,8	20,9 (49%)	1230
Idar- Oberstein	13,8	-5,5	26,4	2,9	13,7	51,3	11,4	9,9	30,0 (58%)	1765
Hochspeyer	4,2	-3,2	0,9	9,8	9,2	20,9	2,7	6,7	11,5 (55%)	677

4.6.3.3 Auswirkung der Kalkung

Durch die Kalkung wird auf allen Versuchsflächen die Säurebelastung durch den Anstieg der Austräge von NO_3^- , SO_4^{2-} und DOC erhöht (Tab. 56). Die Varianten mit höherer Kalkdosis zeigen dabei tendenziell einen stärkeren Anstieg der Austräge und damit einen stärkeren Anstieg der Säurebelastung. Am deutlichsten wirkt sich dies in AD durch die Mobilisierung von Sulfat aus, was vermutlich durch die Anhebung des pH-Wertes und die damit verbundene Auflösung von Aluminium-Sulfaten bedingt ist (vgl. Kap 3.2.3.2). Die hohe Säurebelastung der Variante 7 aller Versuchsflächen wird zudem durch die Düngung des sulfatisch gebundenen K und Mg hervorgerufen (Tab. 1). In AD nimmt ebenfalls die Säurebelastung durch N auf den Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle zu, in IO und HS trägt die N-Bilanz auch auf den Kalkungsvarianten weiterhin zu einem geringen Teil durch die Aufspeicherung von N zur Pufferung bei (Tab. 59).

Trotz der steigenden Säurebelastung auf den Kalkungsvarianten nimmt die durch die M_a -Kationen kompensierte Menge nicht zu, geht in IO mit zunehmender Kalkdosis sogar zurück (Tab. 59). Durch den größeren Anteil der M_b -Kationen an der Säurepufferung nimmt der relative Anteil der M_a -Kationen auf allen Flächen mit zunehmender Kalkdosis ab (Tab. 60). Dies zeigt, dass die durch die Kalkung eingebrachte SNK der M_b -Kationen die Säurebelastung abpuffert.

Tabelle 59

Verrechnete aufsummierte effektive Säurebelastung und Säure/Basen-Reaktionen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$] (vgl. Tab. 56) des Zeitraums 1989 bis 2012 der drei Versuchsflächen. Die Spalte „Summe“ entspricht der Spalte „Differenz“ in Tab. 56. Dem ist die Säurebelastung durch die Protonenabgabe des Bestandes (Netto-Assimilation von Kationen abzüglich der Netto-Assimilation von Anionen) einmal für die Kompartimente Derbholz und Rinde sowie in der gesamten ober- und unterirdischen Biomasse gegenübergestellt.

Variante	H	N	SO_4^{2-}	Org^-	M_a	M_b	Summe	Derbholz +Rinde	Biomasse
Adenau									
0	5,0	19,6	2,1	5,5	-35,0	+2,7	-0,1	10,4	22,9
1	5,4	32,2	17,6	6,6	-36,6	-27,1	-1,8	13,1	29,4
3	4,7	25,4	4,3	8,6	-32,5	-10,5	-0,2	13,7	33,1
6	4,8	45,7	12,0	9,1	-37,1	-35,4	-1,1	14,3	30,4
7	5,5	46,9	27,0	9,7	-45,7	-49,1	-5,7	16,3	35,3
8	6,4	37,2	13,0	9,5	-25,9	-42,3	-2,2	16,1	35,9
Idar-Oberstein									
0	13,8	-5,5	26,4	2,9	-40,6	-3,2	-6,2	13,7	25,0
1	15,0	-4,1	25,3	3,3	-30,8	-15,0	-6,4	13,7	27,2
3	14,8	-0,5	23,5	2,7	-33,7	-14,1	-7,3	12,8	26,2
6	15,0	-0,1	30,0	6,2	-27,1	-32,9	-9,0	15,0	33,0
7	15,3	-1,3	33,7	4,6	-28,0	-30,8	-6,5	15,3	36,9
8	15,8	-3,2	28,0	3,3	-21,6	-28,4	-6,1	14,9	36,6
Hochspeyer									
0	4,2	-3,2	0,9	9,8	-15,6	+0,7	-3,3	9,2	15,8
1	4,7	-3,1	0,6	16,4	-21,3	-4,4	-7,1	11,8	21,8
3	5,7	-3,1	4,8	8,1	-12,7	-7,0	-4,1	10,5	18,6
6	5,7	-2,9	3,3	10,5	-16,2	-9,0	-8,6	9,5	17,7
7	4,7	-3,1	11,2	9,7	-20,7	-13,5	-11,7	13,7	23,7
8	5,8	-1,3	3,2	20,1	-19,3	-15,7	-7,2	13,9	23,9

Tabelle 60

Anteil der Pufferreaktionen an den gesamten Säure/Basen-Reaktionen auf Basis der Angaben aus Tab. 56.

	H	N	SO ₄ ²⁻	Org ⁻	M _a	M _b
Adenau						
0	1 %	23 %	4 %	0 %	66 %	5 %
1	1 %	5 %	0 %	0 %	51 %	43 %
3	2 %	13 %	4 %	0 %	56 %	25 %
6	1 %	1 %	2 %	0 %	47 %	49 %
7	1 %	0 %	1 %	0 %	46 %	52 %
8	1 %	3 %	2 %	0 %	34 %	61 %
Idar-Oberstein						
0	0 %	29 %	0 %	0 %	61 %	11 %
1	0 %	27 %	0 %	0 %	46 %	27 %
3	0 %	25 %	0 %	0 %	51 %	24 %
6	0 %	19 %	0 %	0 %	36 %	45 %
7	0 %	20 %	0 %	0 %	37 %	42 %
8	0 %	24 %	0 %	0 %	31 %	44 %
Hochspeyer						
0	0 %	43 %	2 %	0 %	48 %	7 %
1	0 %	33 %	3 %	0 %	50 %	14 %
3	0 %	39 %	2 %	0 %	35 %	25 %
6	0 %	34 %	1 %	0 %	39 %	27 %
7	0 %	28 %	1 %	0 %	41 %	30 %
8	0 %	25 %	2 %	0 %	39 %	35 %

4.7 Bilanzen

Wie in Kap. 2.8.7 beschrieben werden die Input-Output-Bilanzen der Versuchsflächen für den Zeitraum 1989 bis 2012 aus der Gesamt-Deposition (TD), der Freisetzung durch die Mineralverwitterung (MV), der Kalkung und Düngung (KD), dem Austrag mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe (SW_{60}) sowie der Festlegung in der dem Ökosystem entzogenen Biomasse (F) wie folgt berechnet:

$$\text{Bilanz}_{\text{Input-Output}} = \text{TD} + \text{MV} + \text{KD} - \text{SW}_{60} - \text{F} \quad [11]$$

Interne Verlagerungen werden in diesem Ansatz nicht berücksichtigt, sind jedoch als Vergleich zu den Stoffflüssen der Ein- und Austräge in den Übersichtstabellen im Anhang C mit aufgeführt.

4.7.1 Eintrag: Deposition

Die Gesamtdeposition weist im Mittel für alle Elemente die höchsten Werte in AD, gefolgt von IO und die niedrigsten Werte in HS auf (Abb. 92). Vor allem NH_4^+ wird in AD in größeren Mengen als auf den beiden anderen Versuchsanlagen deponiert. Alle Versuchsflächen weisen im Zeitraum 1989 bis 2012 eine signifikante Abnahme der Mg-, Ca-, SO_4 -S und H-Deposition auf (Tab. 61, Tab. 62, Tab. 63). In IO und HS nimmt zudem die Cl-Deposition und in IO die NH_4^+ -Deposition signifikant ab.

Abbildung 92

Mittelwerte und Standardabweichung der jährlichen Gesamt-Deposition ausgewählter Elemente im Beobachtungszeitraum 1989-2012 der drei Versuchsflächen.

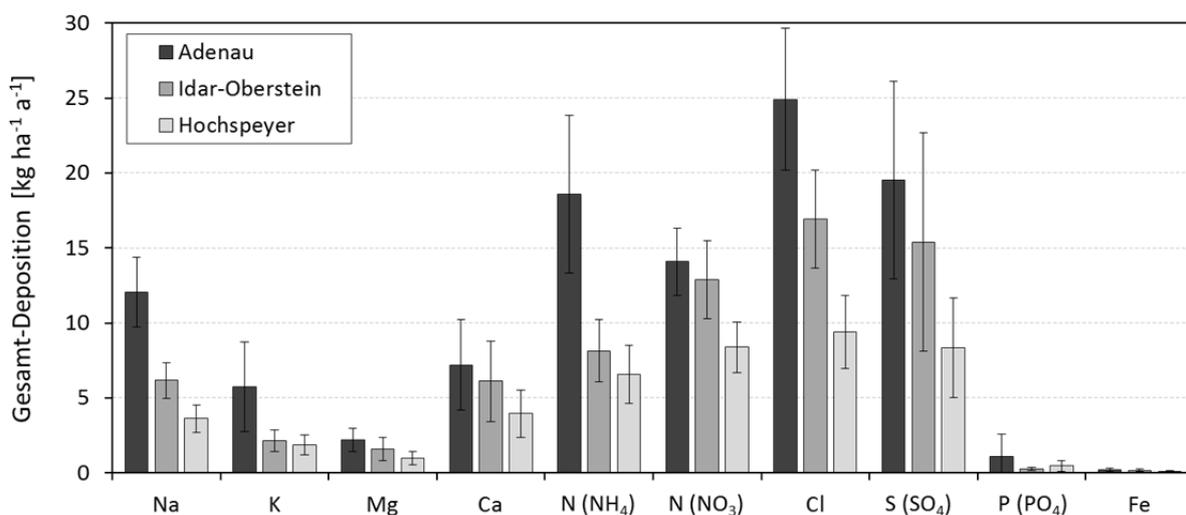


Tabelle 61

Jährliche Gesamt-Deposition (TD) [kg ha^{-1}] sowie Trendanalyse (lineare Regression) des Untersuchungszeitraums der Versuchsfläche Adenau. Al, Mn und Fe wurden in den Jahren 1989 - 1992 nicht analysiert. Für diese Jahre wurde zur Berechnung der Mn Bilanz aufgrund des nicht signifikanten Trends der Mittelwert der Mn Gesamt-Deposition des Zeitraums 1993 - 2012 verwendet.

Jahr	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ N	OrgN	NO ₃ N	N	Cl	SO ₄ S	PO ₄ P	H	Al	Mn	Fe
1989	14,1	3,6	3,3	14,4	15,3	1,7	17,4	34,5	28,1	32,5	0,5	1,5	-	(0,3)	-
1990	14,2	7,2	4,5	12,9	12,9	3,3	11,0	30,0	33,7	30,3	0,5	1,2	-	(0,3)	-
1991	10,6	2,6	2,4	7,8	12,4	1,0	12,8	29,6	22,7	24,3	0,3	1,0	-	(0,3)	-
1992	11,1	7,6	3,4	12,6	20,2	1,5	15,9	37,6	23,8	30,2	0,6	0,6	-	(0,3)	-
1993	11,0	6,5	2,4	8,8	21,4	1,7	15,6	38,7	24,6	27,2	0,2	0,4	0,3	0,1	0,2
1994	12,4	6,2	2,2	8,2	14,2	1,7	13,4	30,3	23,9	22,6	0,5	0,7	0,9	0,6	0,5
1995	9,8	5,9	2,1	6,5	15,2	0,8	11,9	27,9	20,8	18,5	0,7	0,4	0,4	0,6	0,3
1996	10,1	2,3	1,8	7,0	16,7	1,4	13,3	34,1	20,3	25,1	0,4	0,9	0,5	0,2	0,3
1997	13,4	3,3	2,0	8,4	21,2	1,3	16,1	38,6	24,1	22,5	0,5	0,5	0,4	0,1	0,2
1998	15,3	5,5	2,5	8,4	24,4	2,1	16,7	43,2	31,0	24,3	1,2	0,3	0,5	0,3	0,3
1999	13,7	3,5	2,5	7,8	18,0	1,7	14,6	34,3	27,1	19,1	0,9	0,1	0,5	0,2	0,2
2000	11,3	5,7	3,1	7,6	20,5	3,5	15,6	39,7	26,5	19,5	0,7	0,2	0,6	0,3	0,3
2001	10,9	3,3	2,0	6,4	19,0	1,1	14,1	34,2	25,8	15,8	1,1	0,2	0,4	0,3	0,2
2002	10,2	4,6	2,0	7,3	15,7	2,5	14,9	35,7	23,4	16,0	0,5	0,4	0,3	0,3	0,2
2003	7,0	2,6	1,0	3,0	11,5	1,1	10,0	24,7	13,2	9,4	0,5	0,3	0,1	0,2	0,1
2004	16,2	8,8	2,3	9,5	17,7	2,0	14,3	34,0	34,2	17,1	0,5	0,2	0,3	0,4	0,1
2005	13,5	4,6	1,7	4,7	19,6	3,0	11,8	34,4	22,2	17,2	0,4	0,1	0,3	0,2	0,2
2006	16,3	13,9	2,1	3,9	35,5	4,4	14,6	54,5	30,6	18,8	7,0	0,0	0,2	0,4	0,2
2007	11,9	7,0	1,6	4,0	20,4	1,3	10,8	32,5	22,4	16,5	2,8	0,0	0,2	0,4	0,1
2008	12,5	7,9	1,7	4,2	26,8	1,5	10,1	38,4	23,4	15,1	3,1	0,0	0,2	0,5	0,1
2009	12,9	4,7	1,9	5,9	18,5	0,8	15,6	35,0	28,3	14,4	0,7	0,2	0,3	0,6	0,2
2010	8,3	2,3	1,0	3,4	11,5	2,3	14,0	28,9	17,9	9,8	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2
2011	10,2	12,6	1,9	5,4	18,2	0,7	15,1	34,2	25,2	12,2	0,8	0,3	0,5	0,5	0,3
2012	12,6	5,2	1,5	4,4	18,8	7,5	18,2	44,5	24,7	10,1	1,9	0,1	0,0	0,2	0,1
Summe	289,2	137,3	53,0	172,6	445,8	49,8	337,9	849,6	598,0	468,5	26,7	9,7	7,2	6,7	4,2
Mittelw.	12,1	5,7	2,2	7,2	18,6	2,1	14,1	35,4	24,9	19,5	1,1	0,4	0,4	0,3	0,2
Stabw.	2,3	3,0	0,8	3,0	5,3	1,5	2,3	6,2	4,7	6,6	1,5	0,4	0,2	0,2	0,1
Trend															
R ²	0,00	0,07	0,48	0,63	0,07	0,08	0,00	0,05	0,02	0,79	0,14	0,60	0,41	0,09	0,23
r	0,06	0,27	0,69	0,80	0,27	0,29	0,04	0,23	0,14	0,89	0,38	0,78	0,64	0,29	0,47
p	n.s.	n.s.	**	**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	**	**	n.s.	*
Steigung	-0,02	+0,11	-0,08	-0,34	+0,20	+0,06	-0,01	+0,20	-0,09	-0,82	+0,08	-0,04	-0,02	+0,01	-0,01

Tabelle 62

Jährliche Gesamt-Deposition (TD) [kg ha⁻¹] sowie Trendanalyse (lineare Regression) des Untersuchungszeitraums der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Al, Mn und Fe wurden in den Jahren 1989 - 1992 nicht analysiert. Für diese Jahre wurde zur Berechnung der Mn Bilanz aufgrund des nicht signifikanten Trends der Mittelwert der Mn Gesamt-Deposition des Zeitraums 1993 - 2012 verwendet.

Jahr	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ N	OrgN	NO ₃ N	N	Cl	SO ₄ S	PO ₄ P	H	Al	Mn	Fe
1989	6,1	2,3	2,3	13,0	9,0	1,4	12,0	24,5	17,6	27,5	0,2	1,6	-	(0,4)	-
1990	7,0	2,4	3,0	12,4	10,2	2,1	14,0	29,8	22,8	26,1	0,2	1,2	-	(0,4)	-
1991	4,5	1,2	1,6	6,6	8,8	1,4	10,1	24,2	15,9	21,3	0,4	1,1	-	(0,4)	-
1992	5,9	3,3	3,7	10,1	9,5	2,8	11,1	26,2	17,2	26,7	0,4	1,2	-	(0,4)	-
1993	5,3	2,2	1,2	4,7	8,5	1,5	10,9	24,5	17,7	24,2	0,3	1,5	0,3	0,4	0,2
1994	7,0	2,5	1,6	6,1	8,9	1,4	13,7	26,8	18,6	23,3	0,4	1,1	0,7	0,3	0,5
1995	7,8	2,7	3,2	8,5	11,7	1,2	14,2	29,1	21,9	22,3	0,4	1,0	0,4	0,6	0,3
1996	5,5	1,6	1,7	6,2	10,0	1,2	12,3	27,1	14,0	19,8	0,6	0,9	0,4	0,2	0,2
1997	7,9	2,2	1,5	7,1	10,3	1,2	13,1	27,6	19,6	21,2	0,3	0,9	0,3	0,2	0,1
1998	7,3	1,6	1,2	5,5	8,2	1,1	10,0	22,1	18,4	16,4	0,3	0,8	0,2	0,2	0,1
1999	6,5	1,4	1,8	6,5	8,3	1,4	12,3	23,8	17,6	15,6	0,3	0,7	0,2	0,2	0,1
2000	5,7	2,6	1,6	7,1	8,9	2,1	11,4	24,1	18,2	13,9	0,4	0,6	0,4	0,3	0,2
2001	5,2	1,5	1,3	5,3	8,8	1,8	12,2	24,9	16,0	12,4	0,2	0,7	0,3	0,4	0,2
2002	5,8	2,0	1,9	6,6	8,7	1,2	13,5	26,5	18,7	14,0	0,2	0,8	0,4	0,4	0,1
2003	3,1	1,2	0,6	2,7	8,8	1,3	10,0	23,6	9,2	6,8	0,2	0,4	0,1	0,2	0,0
2004	7,6	2,6	1,5	5,1	6,3	2,1	8,3	16,8	23,4	11,1	0,2	0,7	0,3	0,5	0,1
2005	6,0	1,7	1,0	3,9	10,5	1,6	15,1	30,1	14,2	11,4	0,3	0,6	0,3	0,3	0,1
2006	6,8	3,3	1,2	4,3	7,5	3,2	17,1	28,8	16,0	11,7	0,3	0,6	0,3	0,4	0,1
2007	8,1	1,2	1,2	3,1	3,1	1,6	14,5	19,6	19,1	10,3	0,2	0,6	0,2	0,4	0,1
2008	6,4	1,3	1,1	4,9	3,9	3,1	17,3	24,3	14,9	8,1	0,2	0,4	0,2	0,5	0,1
2009	5,7	2,1	0,9	3,3	5,1	1,6	17,7	24,4	14,5	6,8	0,2	0,3	0,2	0,5	0,1
2010	6,0	2,0	0,9	5,4	7,1	2,0	14,4	24,5	13,4	7,0	0,1	0,3	0,2	0,4	0,1
2011	4,4	3,6	0,8	3,4	6,6	1,3	8,5	17,3	13,5	5,1	0,1	0,3	0,3	0,3	0,2
2012	6,2	2,9	1,1	4,9	6,8	1,2	15,1	23,1	13,6	6,1	0,2	0,1	0,3	0,4	0,2
Summe	147,8	51,4	37,9	146,5	195,4	40,9	308,7	593,6	406,0	369,2	6,7	18,2	5,8	7,2	3,2
Mittelw.	6,2	2,1	1,6	6,1	8,1	1,7	12,9	24,7	16,9	15,4	0,3	0,8	0,3	0,4	0,2
Stabw.	1,2	0,7	0,8	2,7	2,1	0,6	2,6	3,4	3,3	7,3	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1
Trend															
R ²	0,00	0,00	0,48	0,56	0,44	0,03	0,11	0,16	0,22	0,92	0,24	0,87	0,29	0,11	0,24
r	0,07	0,07	0,69	0,75	0,66	0,16	0,34	0,40	0,46	0,96	0,49	0,93	0,54	0,34	0,49
p	n.s.	n.s.	**	**	**	n.s.	n.s.	*	*	**	*	**	*	n.s.	*
Steigung	-0,01	+0,01	-0,07	-0,28	-0,19	+0,01	+0,12	-0,20	-0,22	-0,99	-0,01	-0,05	-0,01	+0,01	-0,01

Tabelle 63

Jährliche Gesamt-Deposition (TD) [kg ha⁻¹] sowie Trendanalyse (lineare Regression) des Untersuchungszeitraums der Versuchsfläche Hochspeyer. Al, Mn und Fe wurden in den Jahren 1989 - 1992 nicht analysiert. Für diese Jahre wurde zur Berechnung der Mn Bilanz aufgrund des nicht signifikanten Trends der Mittelwert der Mn Gesamt-Deposition des Zeitraums 1993 - 2012 verwendet.

Jahr	Na	K	Mg	Ca	NH ₄ N	OrgN	NO ₃ N	N	Cl	SO ₄ S	PO ₄ P	H	Al	Mn	Fe
1989	4,3	1,9	1,4	7,1	7,0	1,9	7,8	20,3	10,8	13,8	0,3	0,7	-	(0,2)	-
1990	5,4	1,6	2,3	8,7	6,7	2,7	7,6	23,4	14,8	13,6	0,2	0,5	-	(0,2)	-
1991	2,7	1,4	1,3	4,1	4,7	1,3	6,6	21,7	10,1	11,1	0,2	0,6	-	(0,2)	-
1992	3,8	2,3	1,4	5,0	7,6	3,1	7,3	22,8	11,5	13,3	0,5	0,5	-	(0,2)	-
1993	3,1	1,9	0,7	3,0	7,3	3,2	8,0	24,0	9,7	12,2	0,4	0,5	0,0	0,1	0,0
1994	3,8	2,2	1,0	5,3	7,1	1,7	9,7	20,7	10,2	11,9	0,2	0,4	0,5	0,2	0,3
1995	4,5	2,4	1,2	5,4	10,6	3,4	9,9	24,6	12,3	12,8	0,7	0,4	0,4	0,5	0,2
1996	3,2	1,7	0,7	3,4	7,6	1,5	7,8	20,4	9,8	9,5	0,7	0,5	0,2	0,1	0,1
1997	3,4	1,8	0,6	3,8	6,4	2,0	7,7	16,9	8,6	8,4	0,6	0,3	0,1	0,2	0,1
1998	5,3	1,4	0,8	4,1	5,7	1,5	8,4	20,2	13,7	9,7	0,4	0,5	0,2	0,1	0,1
1999	3,9	2,0	0,9	3,0	7,5	3,0	8,5	22,3	10,6	8,1	1,1	0,4	0,1	0,1	0,1
2000	2,8	1,3	1,9	5,6	5,9	1,7	9,0	17,9	8,6	6,6	0,5	0,1	0,2	0,2	0,1
2001	3,0	1,4	1,2	3,8	3,6	1,4	11,1	16,7	9,0	6,7	0,3	0,3	0,2	0,2	0,1
2002	3,2	1,2	0,7	3,6	5,7	0,9	10,3	16,9	9,3	7,0	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1
2003	1,7	1,1	0,5	2,1	5,1	1,7	10,2	20,2	4,1	4,6	0,3	0,2	0,1	0,1	0,0
2004	3,9	1,9	0,7	2,6	6,1	2,5	6,6	15,8	8,9	5,7	0,5	0,2	0,1	0,2	0,1
2005	4,0	4,2	0,8	3,0	12,7	4,0	11,6	29,5	8,4	8,5	1,7	0,1	0,2	0,2	0,1
2006	4,4	2,4	0,9	3,8	8,0	3,0	8,6	19,8	10,3	8,3	0,4	0,2	0,2	0,4	0,1
2007	4,7	1,5	0,9	3,6	5,5	2,5	10,3	20,8	8,2	6,1	0,9	0,2	0,1	0,2	0,1
2008	2,3	0,8	0,6	2,3	4,6	2,9	5,2	15,6	4,9	3,8	0,2	0,2	0,1	0,3	0,0
2009	3,4	1,5	0,7	3,0	5,2	1,4	7,8	17,7	9,3	4,8	0,2	0,3	0,2	0,3	0,1
2010	3,0	2,0	0,7	2,8	5,0	2,3	7,4	16,3	9,0	4,7	0,1	0,3	0,2	0,6	0,1
2011	2,8	2,9	0,7	2,2	6,4	1,3	4,9	26,8	5,7	3,7	0,8	0,1	0,1	0,2	0,1
2012	3,9	1,9	0,8	3,2	6,1	1,1	8,4	18,0	7,8	4,8	0,3	0,0	0,2	0,3	0,1
Summe	86,7	44,9	23,5	94,7	158,0	52,0	200,9	489,4	225,6	199,8	11,5	7,6	3,6	4,6	1,8
Mittelw.	3,6	1,9	1,0	3,9	6,6	2,2	8,4	20,4	9,4	8,3	0,5	0,3	0,2	0,2	0,1
Stabw.	0,9	0,7	0,4	1,6	1,9	0,9	1,7	3,6	2,4	3,3	0,4	0,2	0,1	0,1	0,1
Trend															
R ²	0,07	0,01	0,32	0,48	0,04	0,02	0,00	0,06	0,41	0,84	0,02	0,77	0,10	0,11	0,13
r	0,26	0,08	0,56	0,70	0,19	0,13	0,05	0,25	0,64	0,91	0,13	0,88	0,31	0,33	0,37
p	n.s.	n.s.	**	**	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**	**	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.
Steigung	-0,03	+0,01	-0,03	-0,16	-0,05	-0,02	-0,01	-0,13	-0,22	-0,43	+0,01	-0,02	-0,01	+0,01	0,00

4.7.2 Eintrag: Mineralverwitterung

HS weist durch den hohen Quarz-Anteil (vgl. Kap. 2.8.2, Tab. 9) verglichen mit AD und IO deutlich niedrigere Freisetzungsraten für M_b -Kationen auf (Tab. 64). Einzig K wird durch den vergleichsweise hohen Anteil von Orthoklas in nennenswerter Menge freigesetzt. Zur Freisetzung tragen zudem die in geringen Anteilen vorhandenen Plagioklase (Ca, Na), Illite (K) und Al-Vermiculite bei (Ca, Mg), wobei AD und IO deutlich höhere Freisetzungsraten für Ca, Mg und Na aufweisen. AD unterscheidet sich von IO durch das Vorhandensein von basenreichen Smectiten, die insbesondere zur Mg-, aber auch zur Ca-Freisetzung nennenswert beitragen. In IO führt hingegen der höhere Anteil an Orthoklas und Illit zu einer annähernd doppelt so hohen Freisetzungsrate für K verglichen mit AD. Neben Illiten tragen auf beiden Flächen vor allem die Plagioklase zur Ca-Freisetzung bei. Mg wird ebenfalls aus Illiten und zu einem geringeren Teil aus den Fe-Mg-Chloriten freigesetzt. Die mittels PROFILE berechneten Freisetzungsraten bewegen sich innerhalb der für das jeweilige Ausgangssubstrat in Rheinland-Pfalz typischen Spanne der Freisetzungsraten (vgl. Block & Meiwes 2013). Zur Abschätzung der P-Freisetzungsraten nach Butz-Braun (2009) (vgl. Kap. 2.8.2) wurden AD und IO der Gruppe „Ton-Schiefer“ und HS der Gruppe „Sandsteine-Buntsandstein“ zugeordnet.

Tabelle 64

Mit PROFILE berechnete jährliche Elementfreisetzungsraten in kg ha^{-1} der Mb Kationen durch Mineralverwitterung der auf den Versuchsflächen vorhandenen Minerale (vgl. Tab. 9) von 0-60 cm Tiefe. Dargestellt sind die Freisetzungsraten ohne CO_2 Einfluss (vgl. Kap. 2.8.2). Für die P Freisetzungsraten wurden die Angaben aus Butz-Braun (2009) eingesetzt, wobei für AD und IO die Werte für „Ton-Schiefer“ und für HS die Werte für „Sandsteine-Buntsandstein“ verwendet wurden.

Versuchsfläche Freisetzung [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	Adenau				Idar-Oberstein				Hochspeyer			
	Ca	Mg	K	Na	Ca	Mg	K	Na	Ca	Mg	K	Na
Quarz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orthoklas (Kali-Feldspat)	-	-	0,82	0,05	-	-	1,90	0,13	-	-	2,82	0,19
Minerale [%] Plagioklase (Kalk-Natron-Feldspate)	0,39	-	-	2,02	0,40	-	-	1,99	0,04	-	-	0,19
Fe-Minerale	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anatas (TiO_2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
primärer Chlorit (Fe-Mg-Chlorit)	-	0,14	-	-	-	0,36	-	-	-	-	-	-
Kaolinit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Illit	0,11	0,75	3,67	-	0,20	1,24	6,14	-	0,01	0,04	0,17	-
Tonminerale [%] Vermiculit	0,29	0,28	0,08	-	0,05	0,04	0,01	-	-	-	-	-
Wechselagerungsmineral Illit/Vermiculit	-	-	-	-	0,01	0,01	0,04	-	-	-	-	-
Al-Vermiculit	-	-	-	-	-	-	-	-	0,06	0,10	0,04	-
de-Al-chlor. Al-Vermiculite & labile Tonminerale	0,01	0,02	0,01	<0,01	0,03	0,03	0,03	<0,01	0,02	0,03	0,03	<0,01
Basenreiche Smectite	0,07	0,26	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Summe [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]	0,88	1,44	4,61	2,08	0,69	1,68	8,12	2,13	0,12	0,17	3,05	0,38
Mb-Kationen [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]		0,37				0,47				0,11		
P-Freisetzung [$\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]		0,075				0,075				0,056		

4.7.3 Austrag: Sickerwasser

Die Element-Frachten im Sickerwasser sind im Kapitel 4.2 dargestellt. Für die Bilanzen wurde die Fracht in 60 cm Tiefe als Austrag angesehen. Die ökosystem-internen Frachten im Sickerwasser der Streulysimeter und in 10 cm Tiefe sind als Vergleich in den Übersichtstabellen im Anhang C mit aufgeführt.

4.7.4 Austrag: Festlegung in der Biomasse (Ernteentzug)

Die Festlegung der Elemente in der nicht umlaufenden Biomasse im Beobachtungszeitraum hängt zum einen von den Elementkonzentrationen (vgl. Kap. 4.4.2) und zum anderen vom Biomassezuwachs (Abb. 93) in den betrachteten Kompartimenten der jeweiligen Parzelle ab. Da die Parzellen der Kalkungsvarianten einen höheren Zuwachs als die Kontrollparzellen aufweisen (Abb. 85), führt dies somit bei gleichen Konzentrationen zu einer höheren Festlegung („Verdünnungseffekt“). Für die Abschätzung der Element-Festlegung der nicht beprobten Varianten 6 und 7 wurden die Konzentrationen wie in Kap. 2.6 beschrieben hergeleitet.

Bei der Festlegung wurde sowohl die Festlegung im Zuwachs des noch stehenden Bestandes als auch der im Beobachtungszeitraum entnommenen Individuen berücksichtigt. Die Bilanzen (siehe Anhang C) sind mit vier Varianten dieser Bilanzgröße gerechnet: Ohne Festlegung (entsprechend keiner Nutzung), Festlegung in den Kompartimenten Holz und Rinde, was einer reduzierten Nutzung entspricht, Festlegung in der oberirdischen Biomasse entsprechend einer Vollbaumnutzung sowie Festlegung in der gesamten nicht umlaufenden Biomasse (oberirdische + unterirdische Biomasse).

Der Zuwachs an Biomasse nimmt ausgehend von den Kompartimenten Derbholz und Rinde hin zu der oberirdischen Biomasse um ca. 10% bis 30% zu (Abb. 93). Verglichen damit steigt die Festlegung der Elemente überproportional an, was am deutlichsten bei P (Abb. 94) und Fe (Abb. 100) festzustellen ist. Insbesondere in AD werden mehr als zwei Drittel der im Beobachtungszeitraum oberirdischen festgelegten P-Vorräte nicht im Derbholz und der Rinde gespeichert. Generell weisen die Kalkungsvarianten eine höhere P-Festlegung als die Kontrolle auf. Die P-Düngung macht sich nur bei der höher dosierten Variante 8 auf allen Versuchsflächen bemerkbar. Lediglich in HS wird auch auf der Variante 3 eine größere Menge P, verglichen mit den Varianten ohne P-Düngung, festgelegt.

N wird in AD nur zu einem kleinen Teil im Derbholz und der Rinde festgelegt, wohingegen in IO durch die mit der Kalkdosis ansteigenden N-Konzentrationen im Holz (vgl. Tab. 28) auf den Kalkungsvarianten vergleichsweise große N-Mengen insbesondere im Holz festgelegt werden. (Abb. 95). In HS wird eine bedeutend geringere Menge N im Beobachtungszeitraum als in AD oder IO festgelegt.

Die Ca- und Mg-Festlegung nehmen auf allen Versuchsflächen mit steigender Kalkdosis zu (Abb. 96, Abb. 97), da sowohl die Konzentrationen der beiden Elemente als auch der Biomassezuwachs zunehmen. Ca wird jedoch verglichen mit Mg in bedeutend größeren Mengen festgelegt, wohingegen Mg verstärkt mit dem Sickerwasser verlagert wird (vgl. Kap. 4.2.1, Kap. 4.2.2). Die K-Festlegung nimmt, insbesondere wenn die gesamte oberirdische Biomasse betrachtet wird, mit steigender Kalkdosis ab (Abb. 98), was auf das Absinken der K-Konzentrationen in nahezu allen Kompartimenten zurückzuführen ist (Tab. 32). Na wird in AD vergleichsweise am meisten in der Biomasse gespeichert, weist jedoch nur geringe Unterschiede zwischen den Varianten auf (Abb. 99).

Durch den teils sehr starken Rückgang der Mn-Konzentrationen auf den Varianten mit hoher Kalkdosis der Versuchsflächen AD und IO (Tab. 34) sinken die Mn-Vorräte des Bestandes in 2011/13 trotz Biomassezuwachs teils unter die Mn-Vorräte des Bestandes zu Versuchsbeginn. Dadurch wird die berechnete Festlegung auf diesen Parzellen negativ (Abb. 101), der Bestand fungiert im Beobachtungszeitraum als Mn-Quelle. Für die Al-Festlegung ist hingegen kein für alle Versuchsflächen gültiges Muster zu erkennen (Abb. 102). In AD wird mit steigender Kalkdosis mehr Al gebunden, wohingegen in IO ein gegenteiliger Trend zu erkennen ist. In HS weisen beide Parzellen der Variante 3 hohe Al-Konzentrationen in Zweigen und Äste verglichen mit den anderen Varianten auf (Tab. 37), was zu der höchsten Al-Festlegung auf dieser Versuchsfläche führt.

Abbildung 93

Zuwachs der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der gesamten Biomasse sind sowohl die mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse als auch der nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Die oberirdische Biomasse entspricht den mit SILVA modellierten Ergebnissen. Bei Derbholz + Rinde wird nur der Zuwachs dieser beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Biomasse von Derbholz + Rinde an.

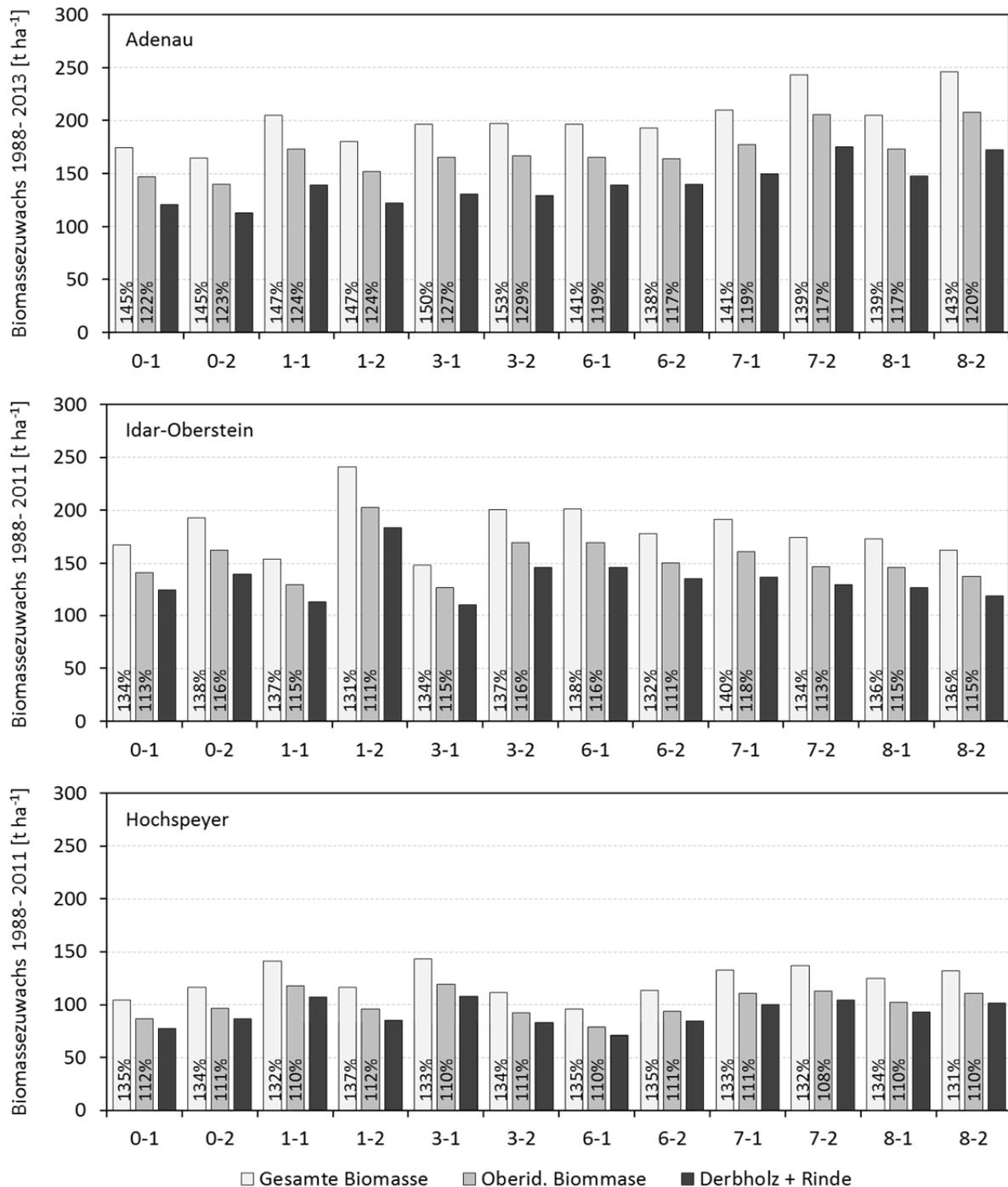


Abbildung 94

P-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachten. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

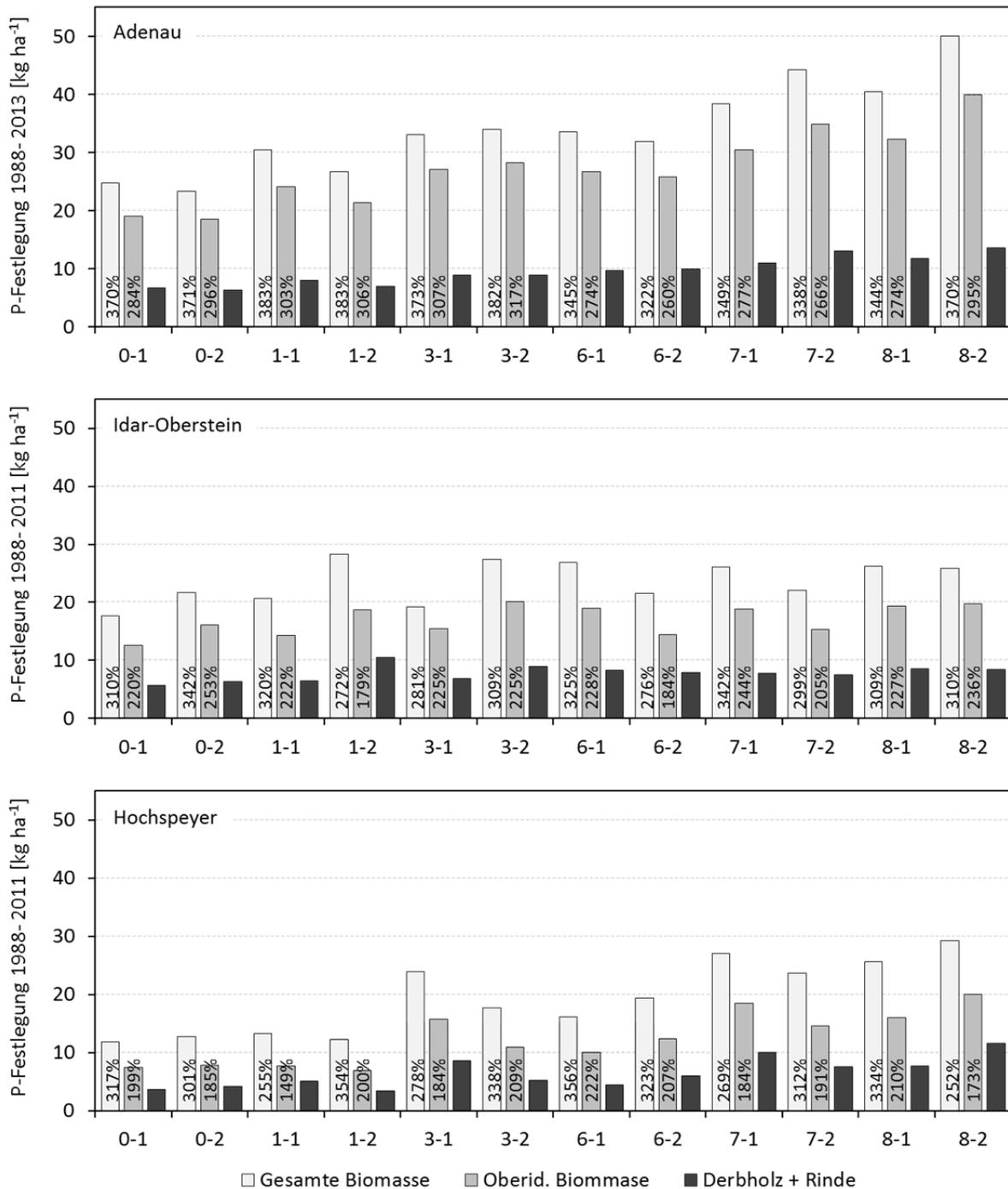


Abbildung 95

N-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

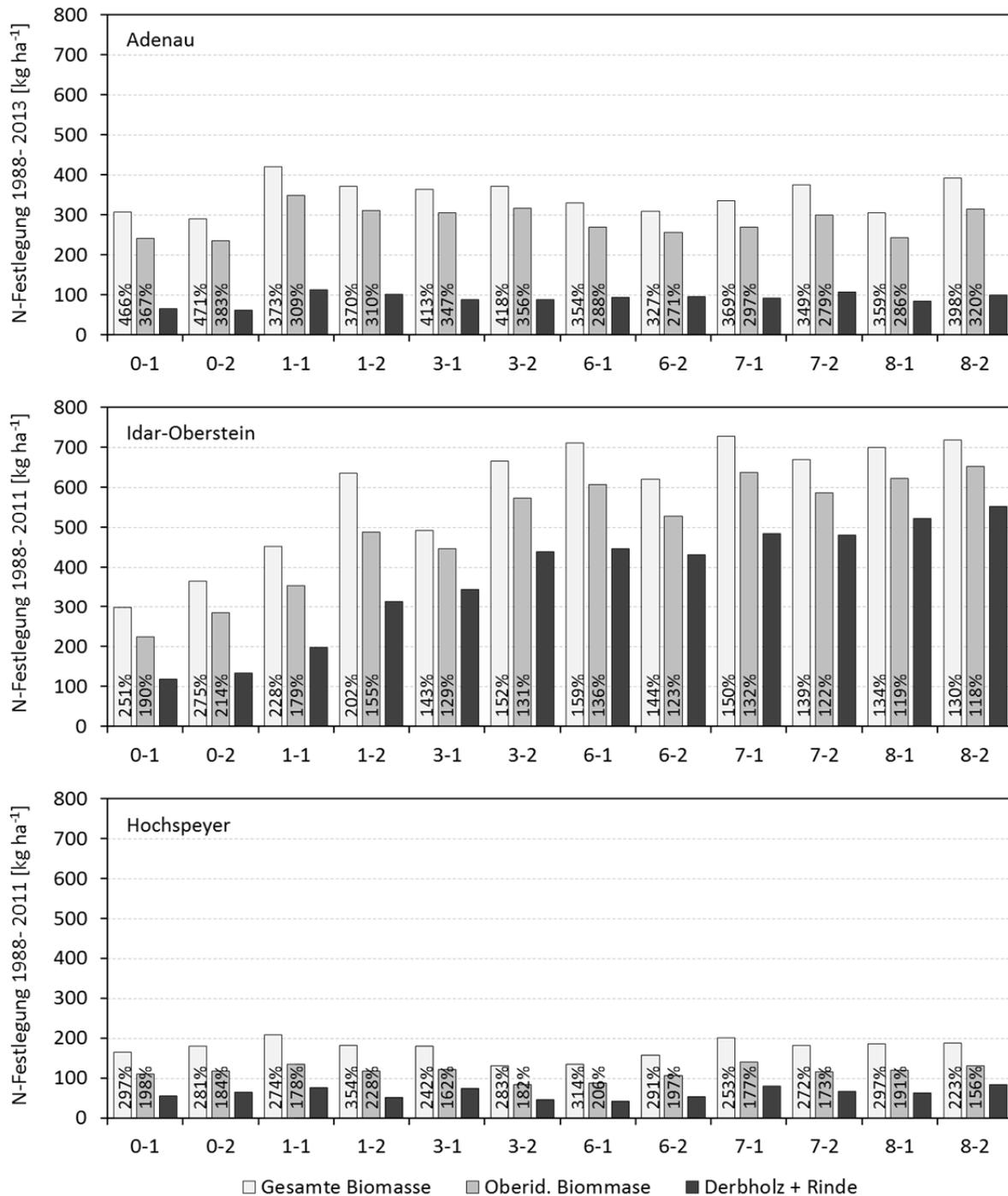


Abbildung 96

Ca-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

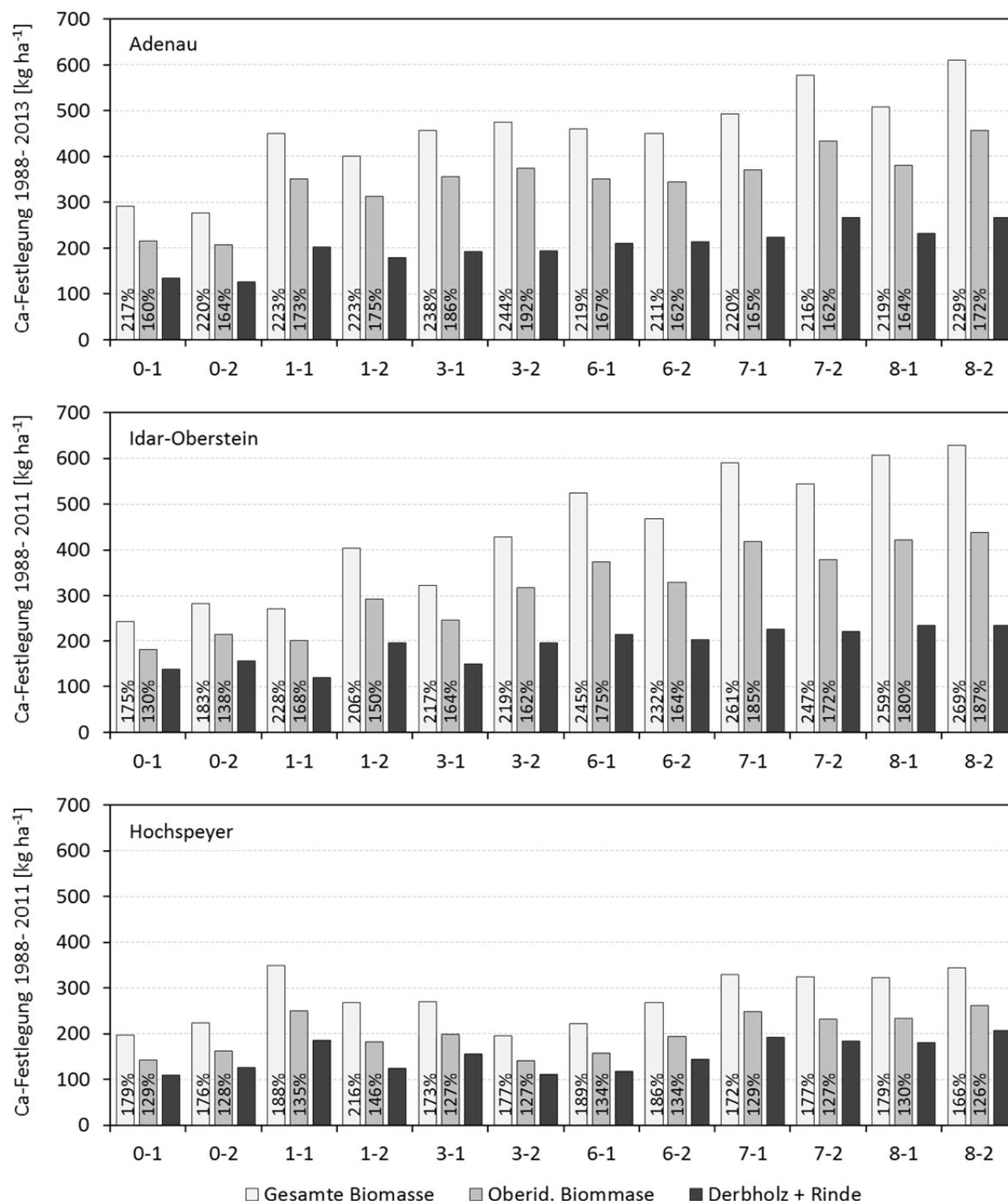


Abbildung 97

Mg-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

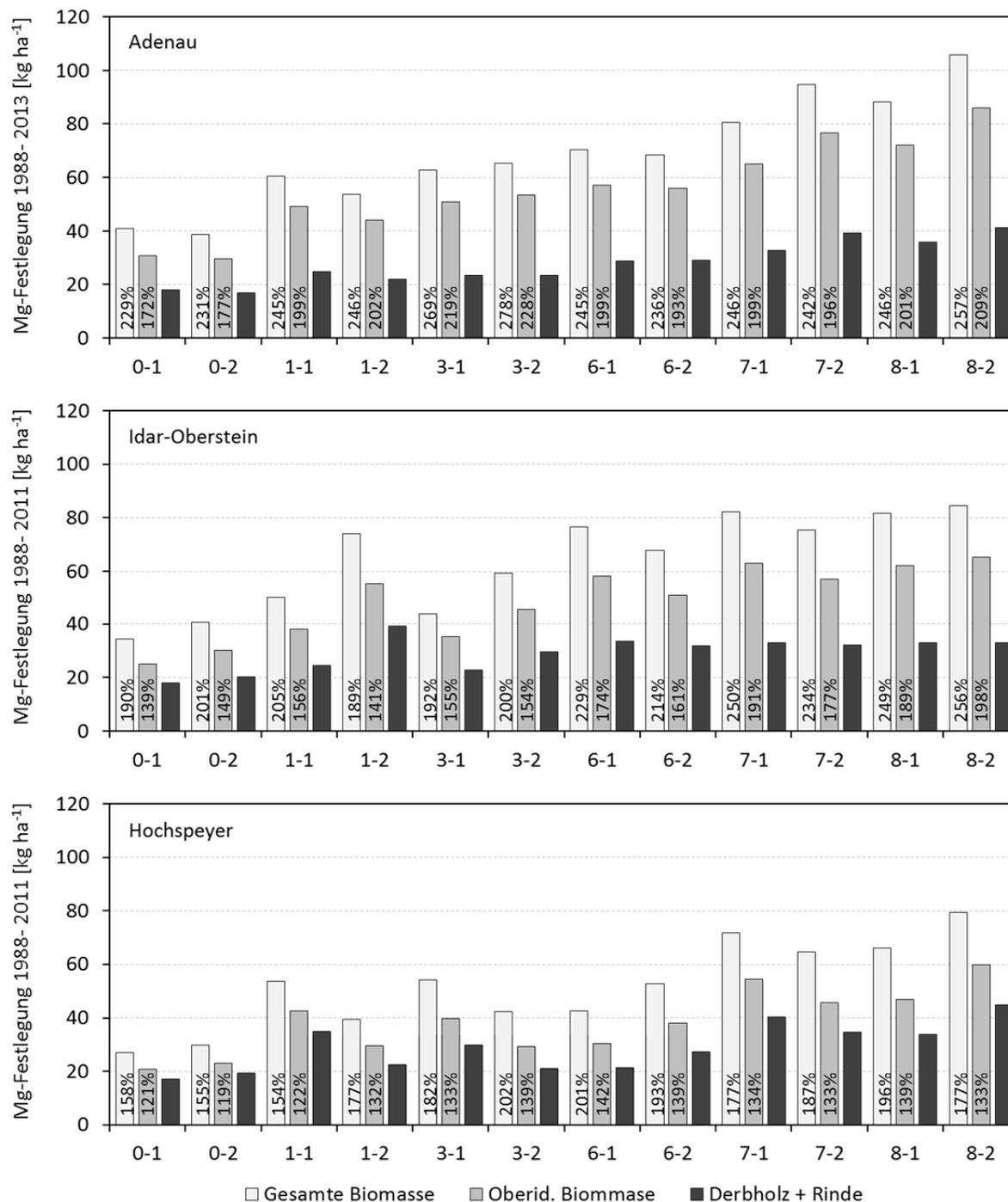


Abbildung 98

K-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsfelder. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

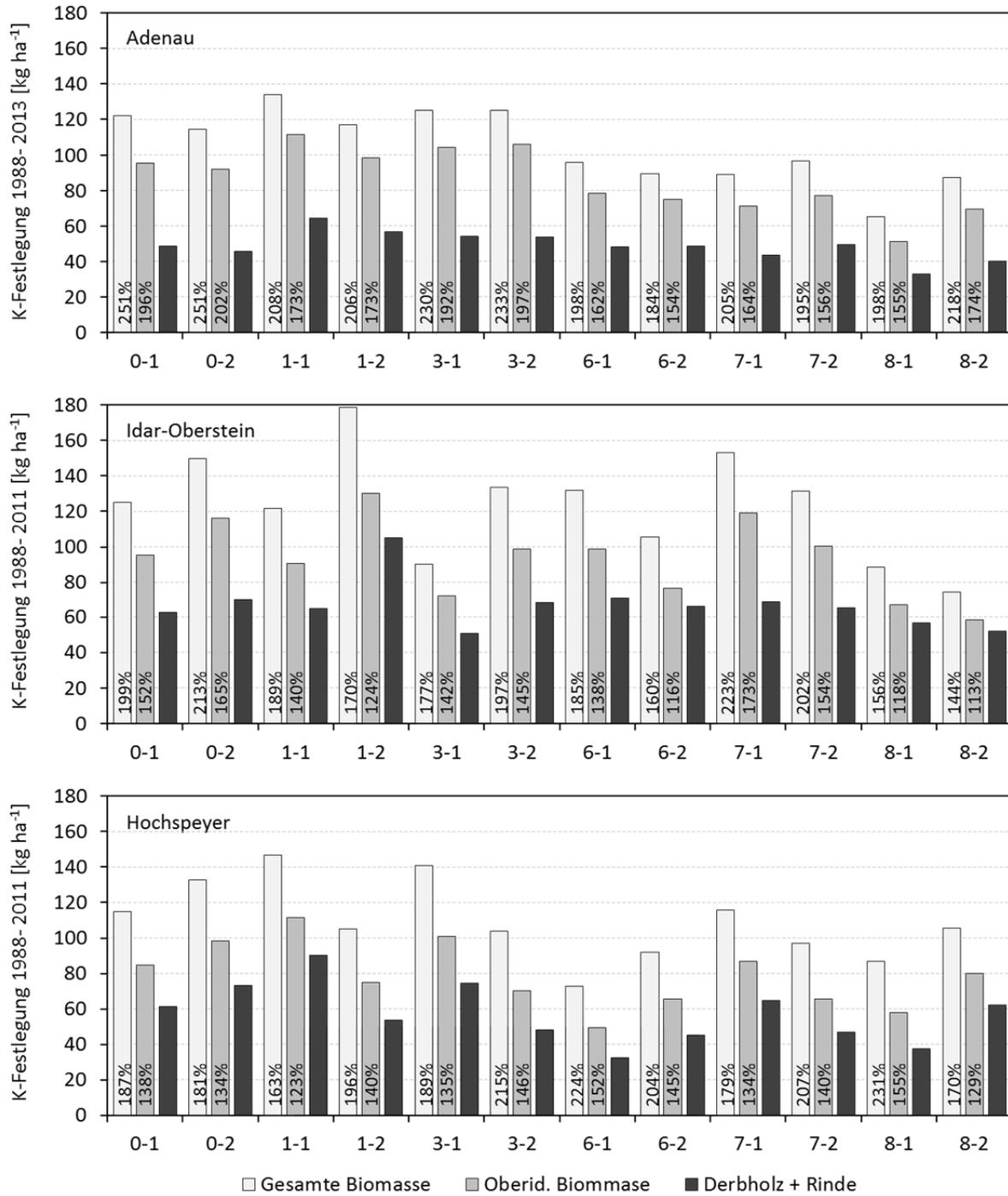


Abbildung 99

Na-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

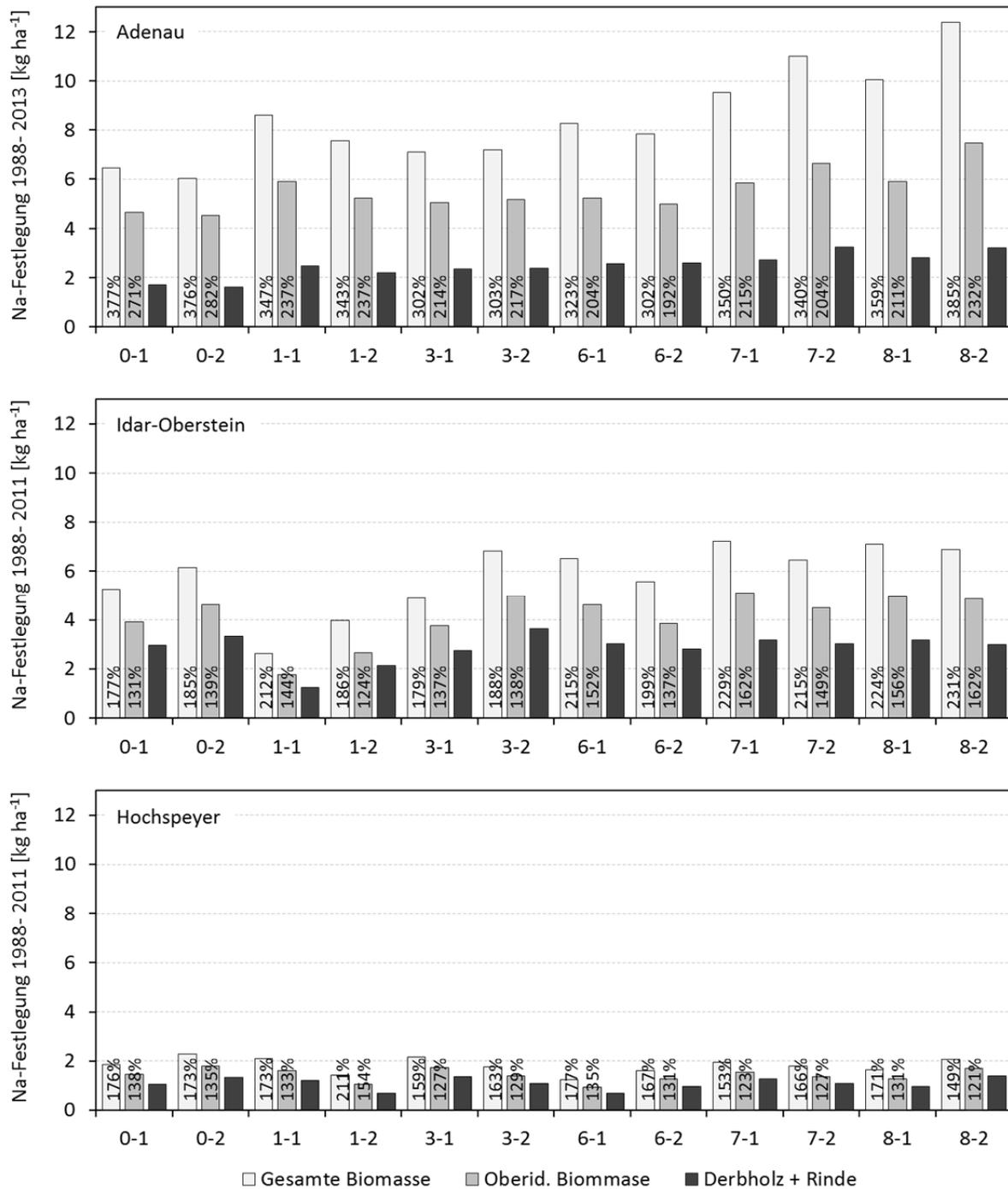


Abbildung 100

Fe-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

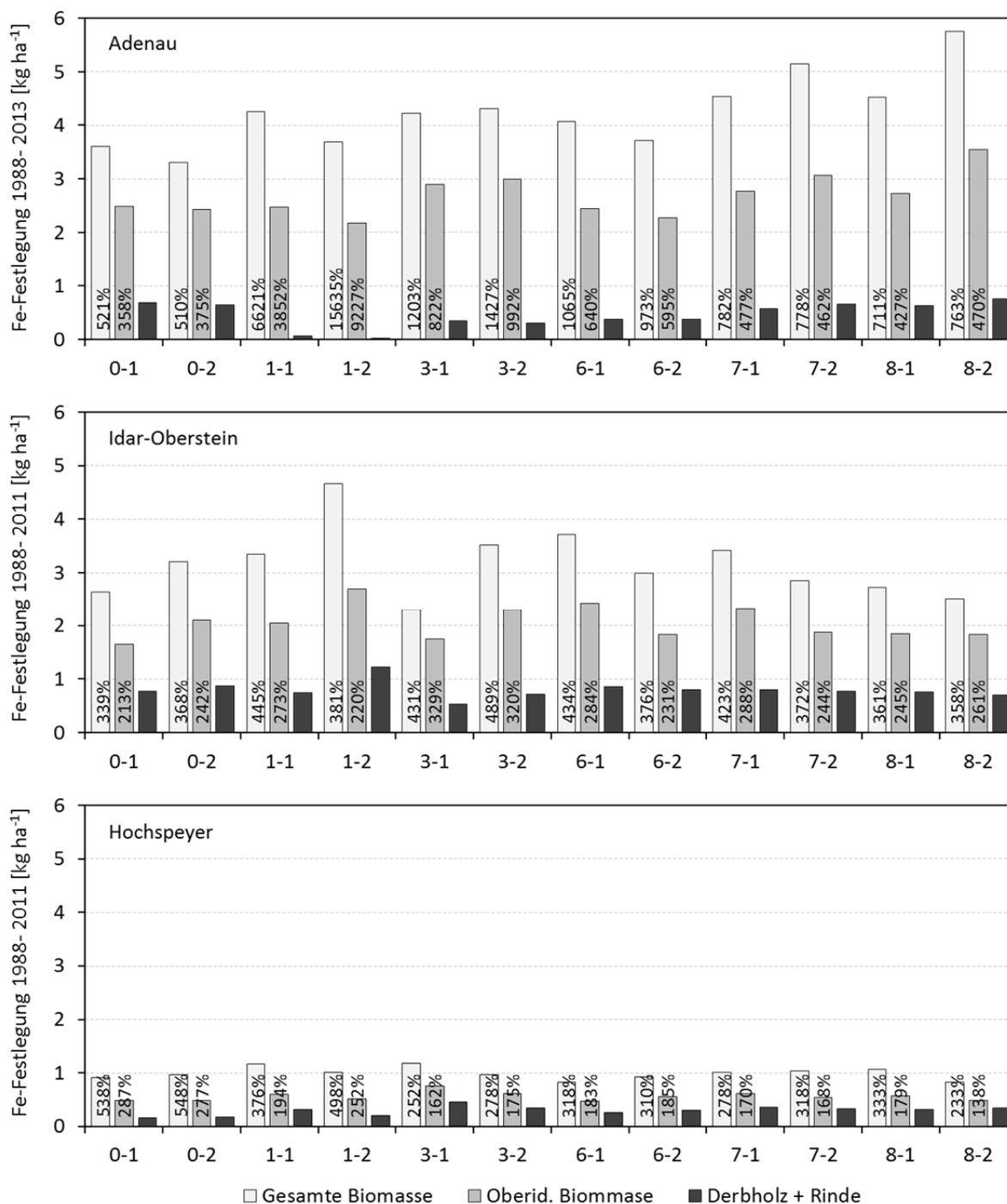


Abbildung 101

Mn-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsfelder. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.

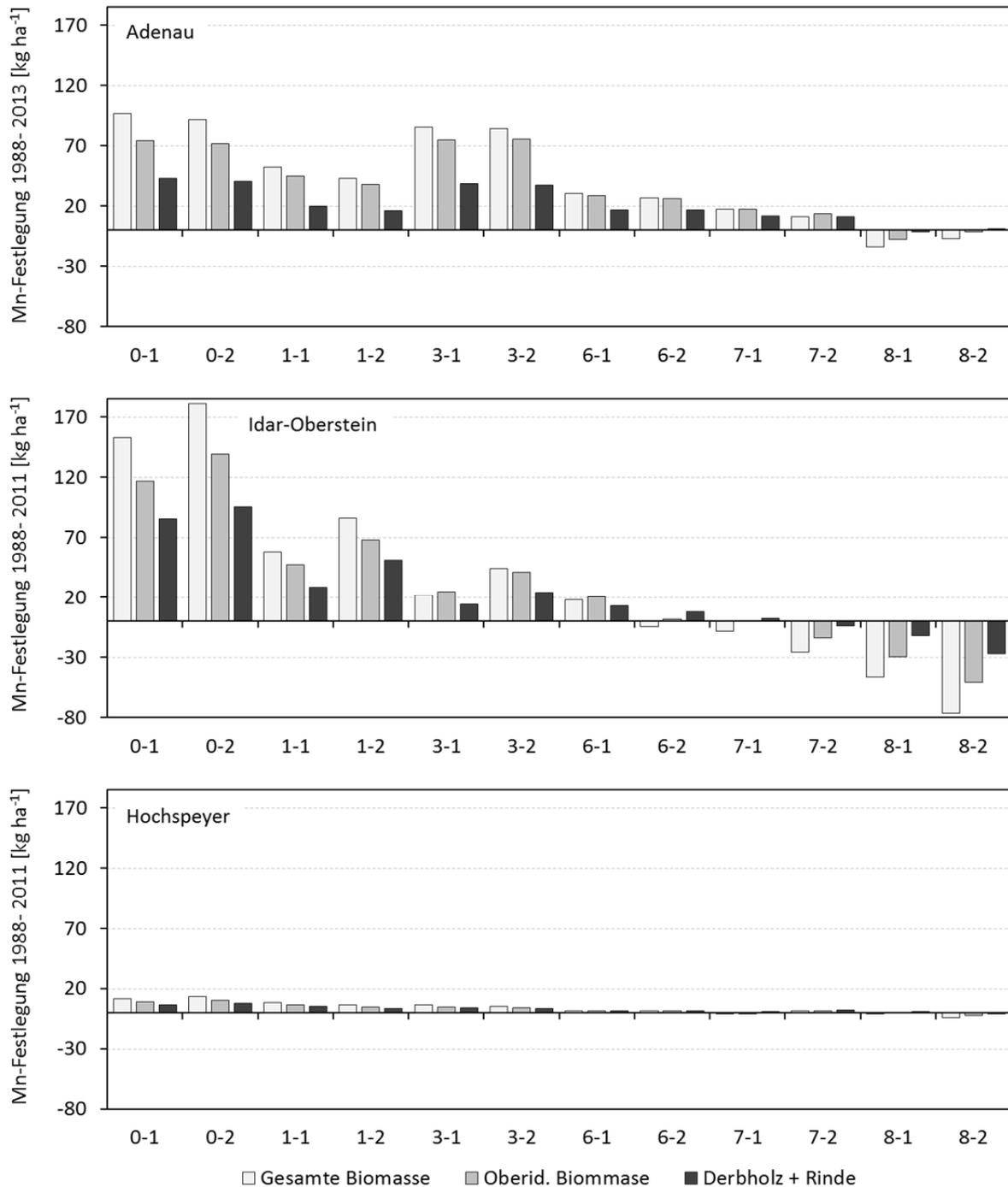
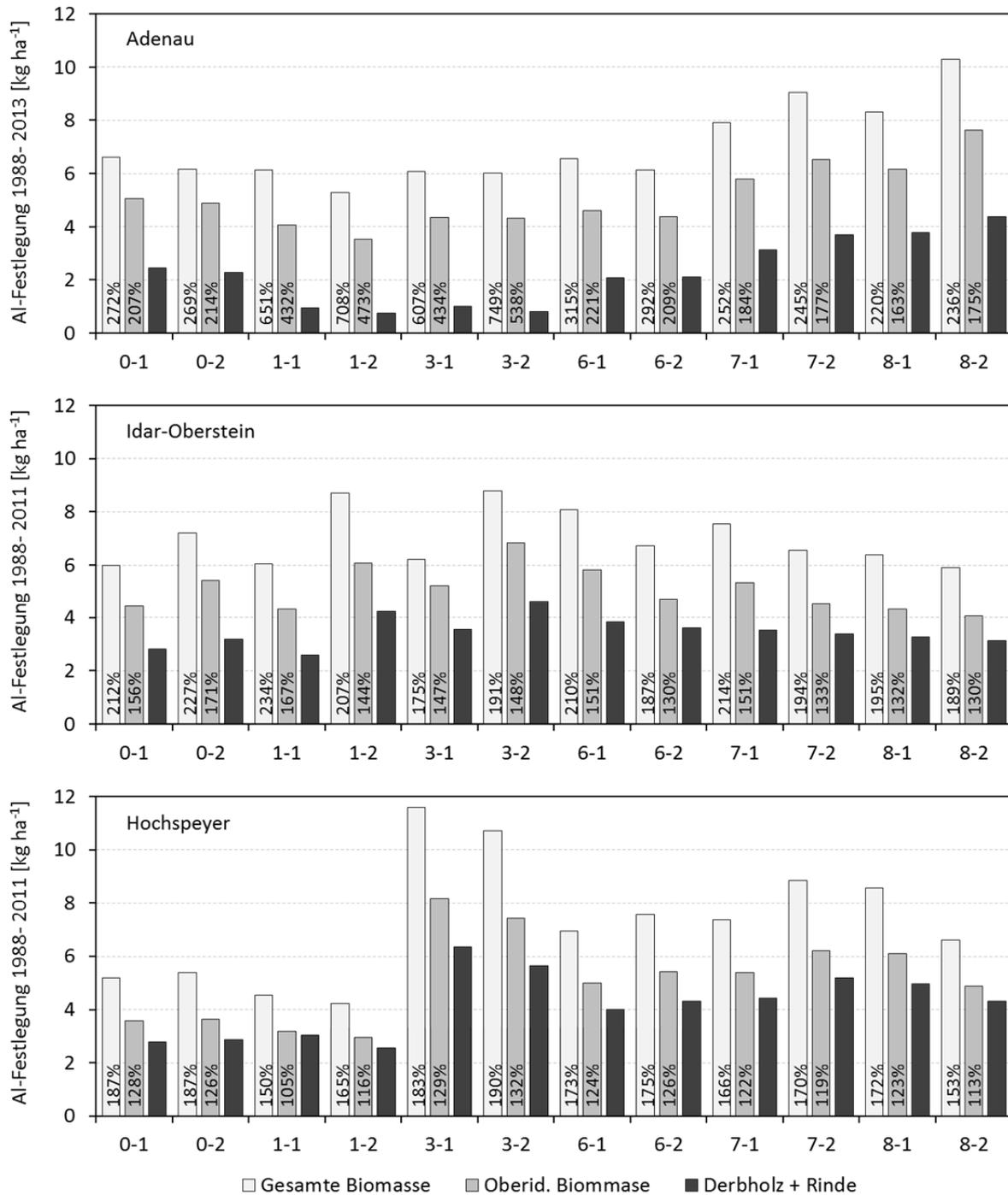


Abbildung 102

Al-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen. In der „gesamten Biomasse“ sind zusätzlich zu der Festlegung in der mittels SILVA berechnete oberirdische Biomasse auch die im nach Jacobsen et al. (2003) geschätzte unterirdische Teil enthalten. Bei Derbholz + Rinde wird nur die Festlegung in diesen beiden Kompartimente betrachtet. Die Angaben in % geben die Steigerung der Festlegung in der gesamten Biomasse bzw. der oberirdischen Biomasse gegenüber der Festlegung in den Kompartimenten Derbholz + Rinde an.



4.7.5 Bilanzsalden

In diesem Kapitel werden die vorangegangenen Bilanzgrößen zusammengeführt und betrachtet. In den folgenden Abbildungen ist die Festlegung von Nährstoffen für die Kompartimente Derbholz und Rinde als Element-Austrag abgebildet, was einer Abschätzung der zu erwartenden Entzüge bei einer reduzierten Nutzung der Bestände entspricht. Im Anhang C sind zudem die Bilanzgrößen als Tabelle aufgeführt, die zudem Angaben zur den Salden ohne Berücksichtigung der Festlegung in der Biomasse (A), mit Festlegung in der oberirdischen Biomasse (C) und der Bodenbilanz (D), entsprechend einer Festlegung in der gesamten nicht umlaufenden Biomasse (oberirdische + unterirdische Biomasse), enthalten. Des Weiteren sind im Anhang C zum Vergleich die ökosystem-internen Element-Verlagerungen in den oberen Mineralboden (0 cm), in 10 cm Tiefe, mit dem Streufall und durch Auswaschung im Kronenraum dargestellt.

4.7.5.1 Stickstoff-Bilanz

Auf den Parzellen der Kontrolle der drei Versuchsflächen wird im Beobachtungszeitraum N im Ökosystem angereichert, selbst wenn die Festlegung in Derbholz und Rinde als Austrag angesehen wird (Abb. 103, Anhang C Tab. 84). AD weist dabei durch höhere atmogene N-Einträge die höchste N-Anreicherung auf.

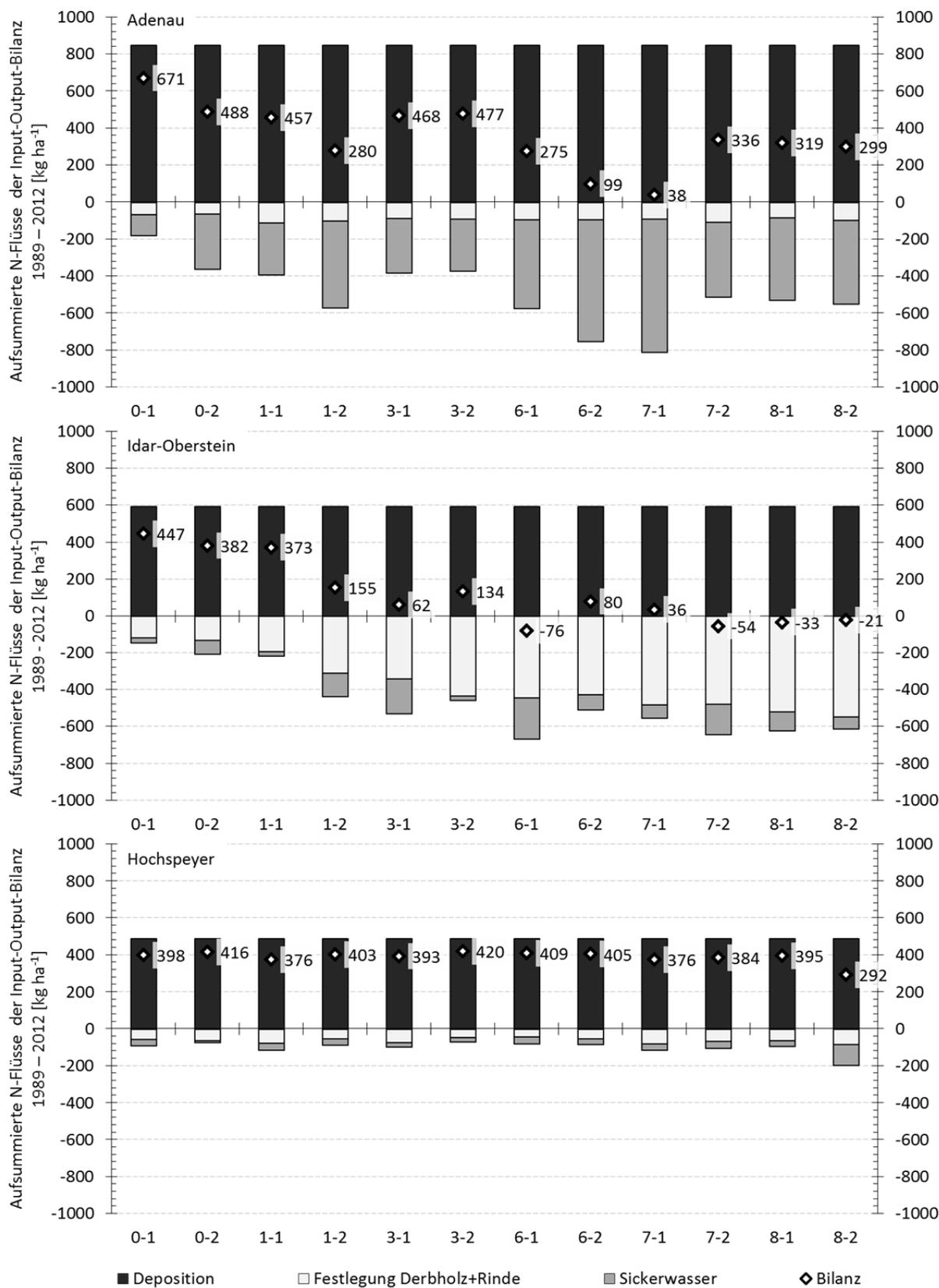
In AD führt die Kalkung auf den Parzellen mit höherer Kalkdosis zu einem Anstieg der N-Austräge mit dem Sickerwasser, welcher auf den Parzellen 6-2 und 7-1 annähernd die gleiche Größenordnung wie der Eintrag durch die Deposition erreicht. Diese beiden Parzellen weisen dadurch annähernd ausgeglichene N-Bilanzen auf.

In IO spielt die N-Festlegung in Derbholz und Rinde, die mit zunehmender Kalkdosis ansteigt, eine größere Rolle und ist die bestimmende Größe der N-Bilanz. Die Varianten 6, 7 und 8 weisen annähernd ausgeglichene N-Bilanzen auf. Der Austrag mit dem Sickerwasser wird selbst auf den Parzellen der Kontrolle bereits durch die N-Festlegung deutlich überschritten. Wird die Festlegung in der oberirdischen Biomasse als Austrag angesehen, weisen alle Parzellen der Kalkungsvarianten mit Ausnahme von 1-1 eine negative N-Bilanz auf (Anhang C Tab. 84).

In HS spielt sowohl der Austrag mit dem Sickerwasser als auch die N-Festlegung eine untergeordnete Rolle, da diese beiden Bilanzgrößen deutlich unterhalb des Eintrags durch die Deposition liegen. Das Ökosystem weist unabhängig von der Kalkung auf allen Parzellen eine hohe N-Anreicherung im Beobachtungszeitraum aufweist. In HS fällt einzig die Parzelle 8-2 auf, deren Sickerwasser-Austräge die der anderen Parzellen um das Dreifache übersteigt. Dabei finden mehr als 60 % des N-Austrags mit dem Sickerwasser in den Jahren 2006 bis 2010 statt (Abb. 57). In 2012 sinkt die N-Fracht wieder auf das Niveau der anderen Parzellen der Versuchsanlage HS.

Abbildung 103

Aufsummierte N-Flüsse (Balken) und N Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.



4.7.5.2 Phosphor-Bilanz

Für den Beobachtungszeitraum weist die Kontrolle in AD eine P-Anreicherung auf, da die P-Deposition die Austräge mit Sickerwasser und die Festlegung in Derbholz und Rinde übersteigt (Abb. 104). Die P-Bilanzsalden der Kontrolle in HS sind annähernd ausgeglichene und die Kontrolle in IO weist tendenziell negative P-Bilanzsalden auf, wenn die Festlegung in Derbholz und Rinde als Austrag angesehen wird.

Durch die höhere P-Festlegung in Derbholz und Rinde auf den gekalkten Parzellen ohne zusätzliche P-Düngung (vgl. Abb. 94) sinken in AD und HS mit zunehmender Kalkdosis die P-Bilanzsalden. In IO hingegen steigt die festgelegte P-Menge in Derbholz und Rinde nur geringfügig an, sodass dadurch keine Auswirkungen auf die P-Bilanz zu erkennen sind. Wenn die Festlegung in der oberirdischen Biomasse als Austrag angesehen wird, führt dies auf allen Parzellen der Kalkungsvarianten ohne zusätzliche P-Düngung zu einem P-Verlust im Beobachtungszeitraum (Anhang C Tab. 85). Die Boden-Bilanz, wenn die Festlegung in ober- und unterirdischer Biomasse als Austrag angesehen wird, ist auf allen Parzellen ohne zusätzliche P-Düngung aller Versuchsflächen negativ. Die geringe P-Düngung der Variante 3 (und der nur in HS mit P gedüngten Variante 7) sorgt bereits auf allen drei Versuchsflächen für positive P-Bilanzsalden im Beobachtungszeitraum.

4.7.5.3 Magnesium-Bilanz

AD und IO weisen auf den Kontrollparzellen tendenziell ausgeglichene Mg-Bilanzen und HS negative Mg-Bilanzen im Beobachtungszeitraum auf, wenn die Festlegung in Derbholz und Rinde als Austrag angesehen wird (Abb. 105). Der Mg-Verlust wird auf allen Versuchsflächen vor allem durch den Sickerwasseraustrag bestimmt, die Festlegung in den Kompartimenten Derbholz und Rinde spielt verglichen damit eine untergeordnete Rolle.

Die Kalkung sorgt mit Ausnahme der Parzelle 1-2 in AD bei allen Varianten auf allen Versuchsflächen für positive Bilanzen, auch wenn die Festlegung in der gesamten oberirdischen Biomasse mit einbezogen wird (Anhang C Tab. 86). Verglichen mit der Kontrolle steigen die Austräge mit dem Sickerwasser nach der Kalkung stärker an als die Festlegung in der Biomasse. HS weist verglichen mit AD und IO sowohl niedrigere Austräge mit dem Sickerwasser als auch eine geringere Festlegung in der Biomasse auf, was zu höheren Bilanzüberschüssen am Ende des Untersuchungszeitraums führt.

Abbildung 104

Aufsummierte P-Flüsse (Balken) und P Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.

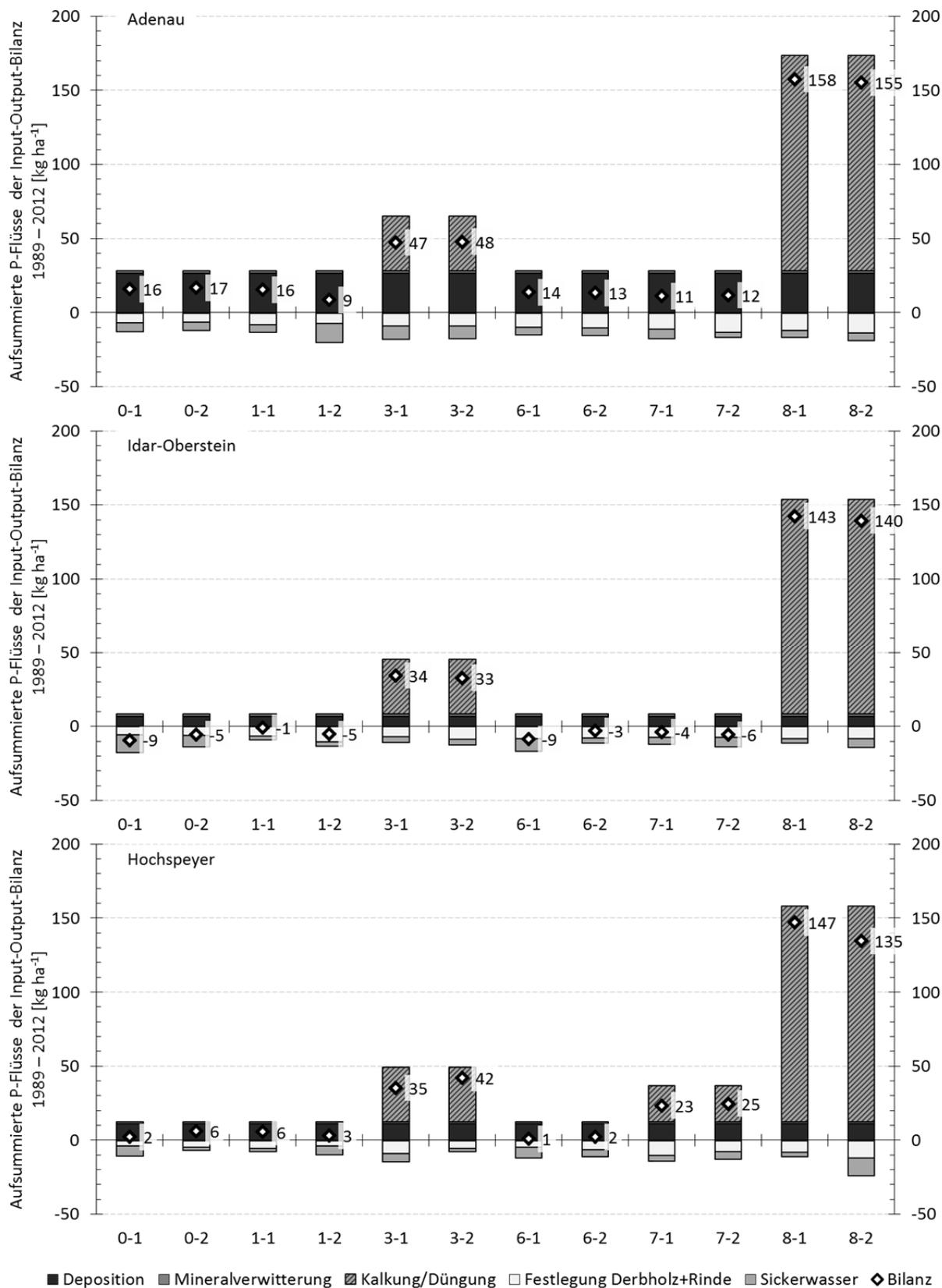
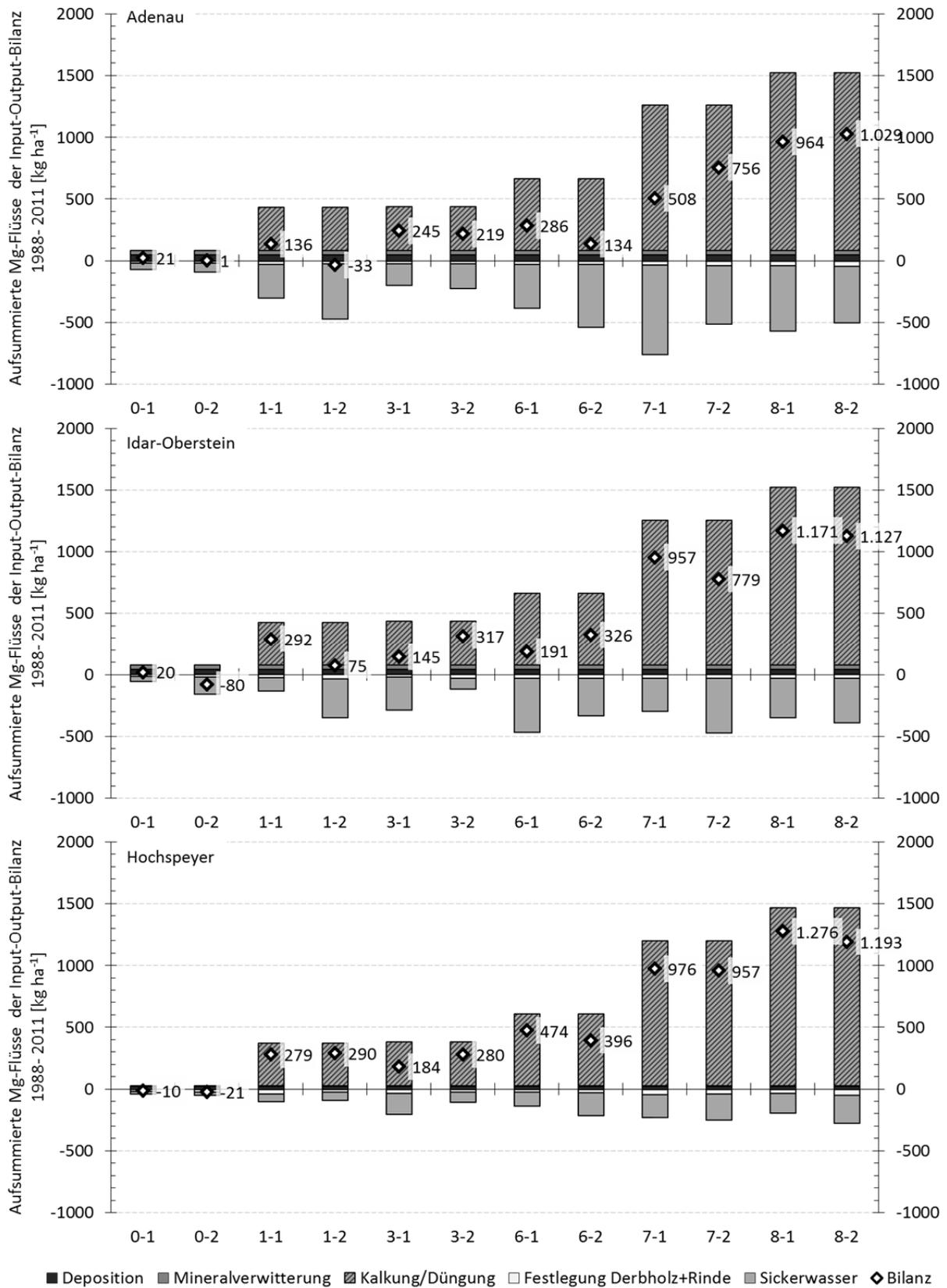


Abbildung 105

Aufsummierte Mg Flüsse (Balken) und Mg Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.



4.7.5.4 Calcium-Bilanz

Auf der Kontrolle wird der Eintrag von Ca vor allem durch die Deposition bestimmt (Abb. 106). Das durch die Mineralverwitterung freigesetzte Ca trägt nur einen kleinen Teil zum Ausgleich der Ca-Verluste bei. Die Ca-Bilanzsalden der Kontrolle sind ohne Berücksichtigung der Ca-Festlegung in der Biomasse auf allen Flächen positiv (Anhang C Tab. 87). Bereits die Festlegung in Derbholz und Rinde führt jedoch zu negative Bilanzen (Abb. 106), was verdeutlicht, dass generell für Ca der Entzug mit der Holzernte ein bedeutenderer Austragsweg als für Mg ist. Einzig in AD wird mit dem Sickerwasser eine vergleichbare Menge Ca ausgetragen, wie auch in den Kompartimenten Derbholz und Rinde festgelegt wird.

Eine Kalkung mit 3 t ha^{-1} sorgt bereits wie bei Mg für eine ausgeglichene Ca-Bilanz, auch wenn die Festlegung in der gesamten oberirdischen Biomasse berücksichtigt wird. Mit zunehmender Kalkdosis steigt der Austrag mit dem Sickerwasser, jedoch wird auch auf den gekalkten Parzellen weiterhin ein größerer Teil im Derbholz und der Rinde festgelegt. HS weist durch eine geringere Ca-Festlegung und Ca-Verlagerung mit dem Sickerwasser zumeist höhere Bilanzüberschüsse als AD und IO auf.

4.7.5.5 Kalium-Bilanz

In HS und IO trägt die Mineralverwitterung einen größeren Teil als die Deposition zum K-Eintrag bei. In AD hingegen wird mehr K durch die Deposition in das Ökosystem eingetragen (Abb. 107). Die im Vergleich zu HS deutlich höhere K-Freisetzung in AD und IO durch die Mineralverwitterung führt zu positiven Bilanzsalden, selbst wenn die Festlegung in der gesamten ober- und unterirdische Biomasse als Austrag angesehen wird (Anhang C Tab. 88). In HS hingegen führt bereits die K-Festlegung in Derbholz und Rinde zu negativen Bilanzsalden (Abb. 107). Auf allen Versuchsflächen weisen die Kalkungsvarianten durch niedrige K-Festlegung in den Biomassekompartimenten zumeist einen höheren Bilanzüberschuss (AD, IO) bzw. geringere Bilanzdefizite (HS) als die Kontrolle auf. Ein Einfluss der Kalkung und der K-Düngung der Variante 7 auf den Austrag mit Sickerwasser ist nicht zu erkennen.

Abbildung 106

Aufsummierte Ca Flüsse (Balken) und Ca Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.

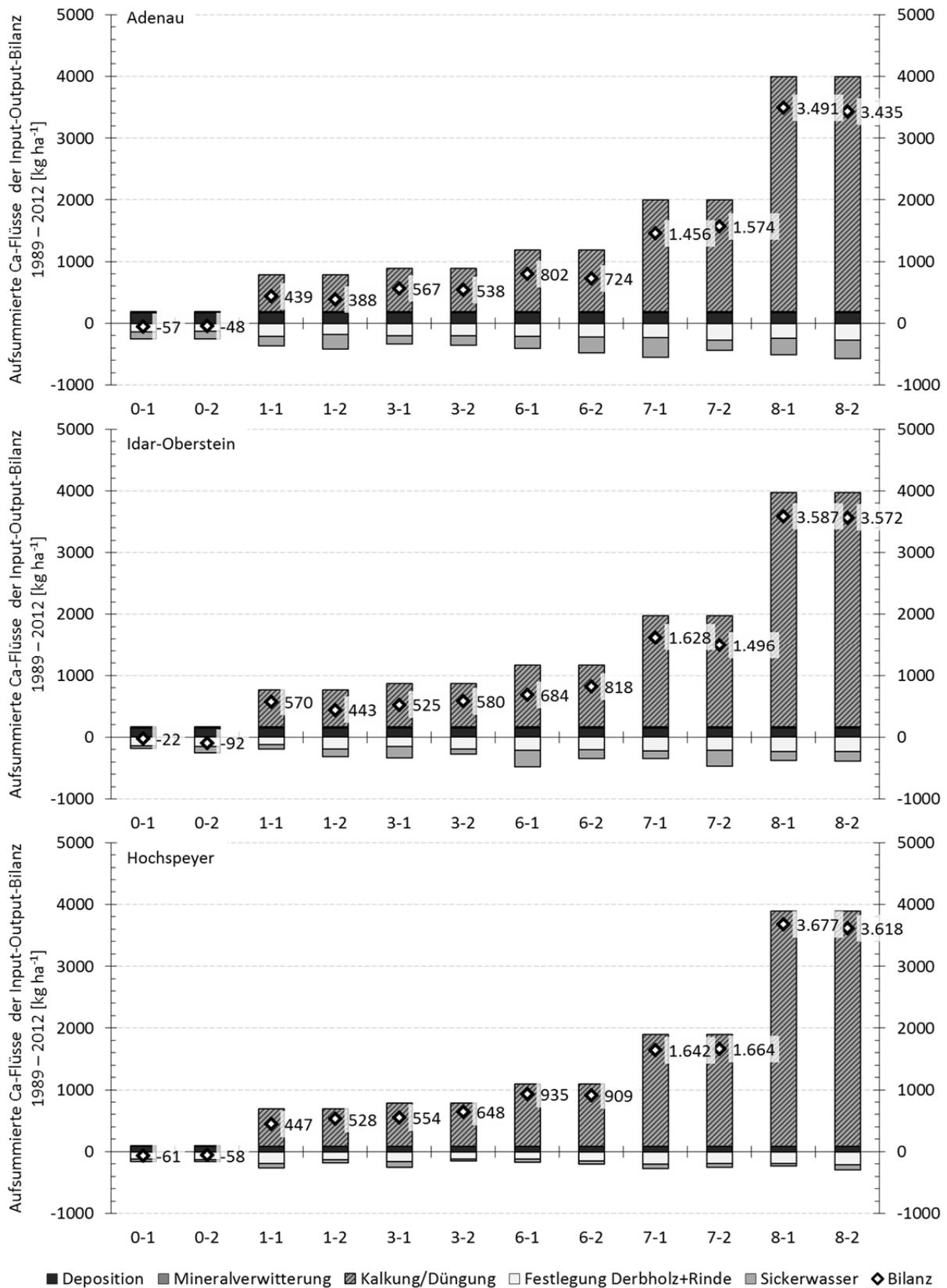
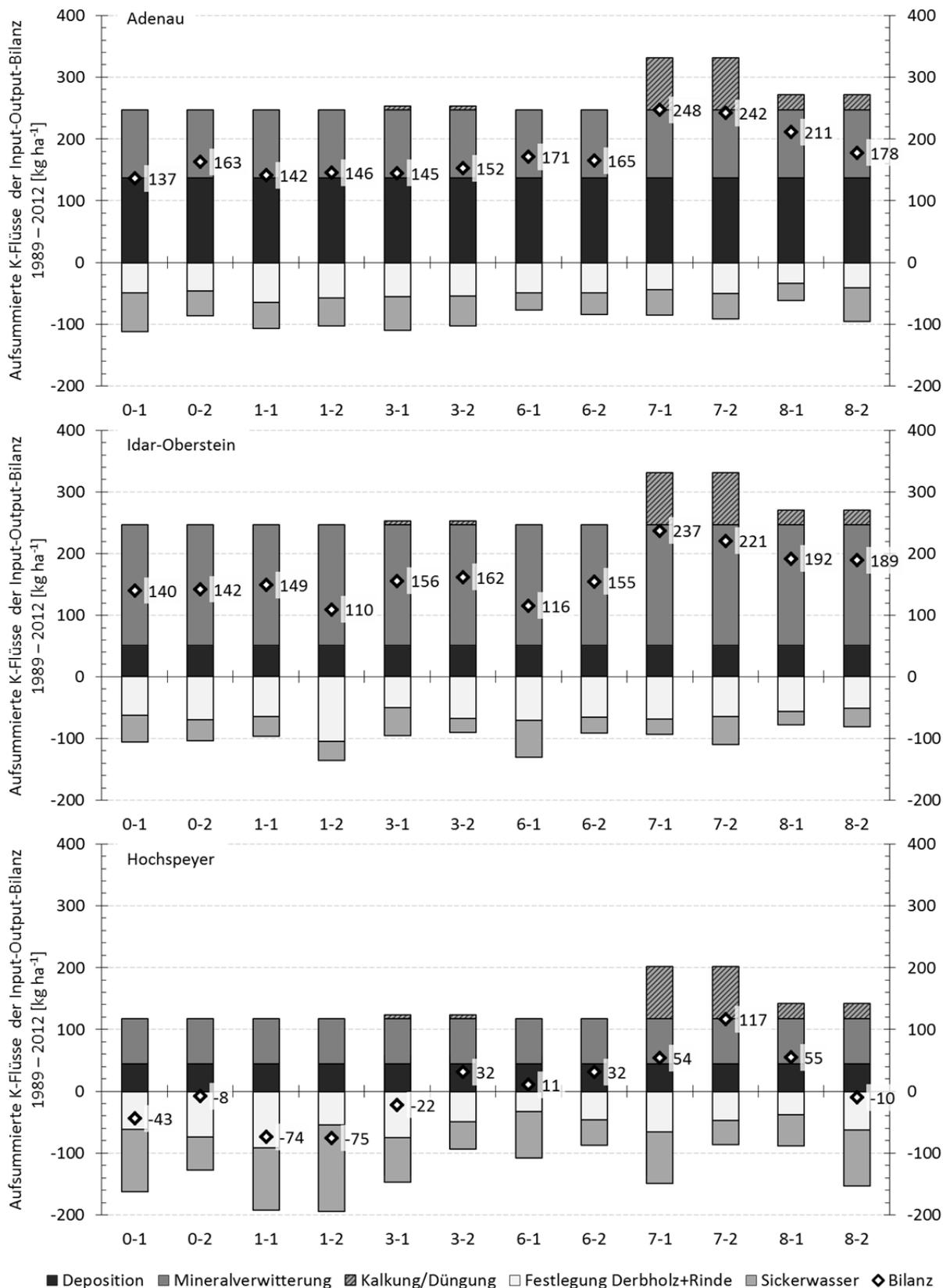


Abbildung 107

Aufsummierte K Flüsse (Balken) und K Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.



4.7.5.6 Natrium-Bilanz

Alle Versuchsflächen weisen annähernd ausgeglichene Na-Bilanzen auf, bei denen keine Auswirkung der Kalkung zu erkennen ist (Abb. 108). Der Na-Eintrag, der auf allen Versuchsflächen vor allem durch die Deposition bestimmt wird, entspricht im langjährigen Mittel dem Austrag mit dem Sickerwasser. Na wird in der Biomasse verglichen mit den anderen Bilanzgrößen nur in geringen Mengen festgelegt, sodass die Festlegung nur geringe Auswirkungen auf die Bilanzsalden zeigt, selbst wenn die Festlegung in der gesamten ober- und unterirdischen Biomasse als Austrag angesehen wird (Anhang C Tab. 91).

4.7.5.7 Schwefel-Bilanz

Die dominierenden Größen der S-Bilanz sind der Eintrag durch die Deposition und der Austrag mit dem Sickerwasser (Abb. 109). Eine Freisetzung durch die Mineralverwitterung findet auf den Versuchsflächen nicht statt (vgl. Kap. 2.8.2) und auch die S-Festlegung in der Biomasse ist verglichen mit den anderen Bilanzgrößen gering (Anhang C Tab. 89). HS weist im Beobachtungszeitraum für die Kontrolle und alle Kalkungsvarianten annähernd ausgeglichene S-Bilanzen auf. Auch die mit der Düngung von Patentkali und Kieserit auf der Variante 7 ausgebrachte S-Menge (vgl. Tab. 1) wurde wieder ausgetragen und nicht gespeichert. Eine Auswirkung der Kalkung auf die S-Bilanz in HS ist nicht zu erkennen.

Die Kontrolle in AD weist ebenfalls eine annähernd ausgeglichene S-Bilanz auf. Im Gegensatz zu HS wird jedoch auf den Parzellen der Kalkungsvarianten eine größere Menge S ausgetragen, was zu negativen S-Bilanzsalden führt. In IO übersteigen auf der Kontrolle die S-Austräge mit dem Sickerwasser, sodass auf dieser Versuchsfläche alle Parzellen negative S-Bilanzen aufweisen und kein Einfluss der Kalkung zu erkennen ist. Wie in HS wurde die mit der Düngung von Patentkali und Kieserit auf der Variante 7 ausgebrachte S-Menge nicht gespeichert, sondern mit dem Sickerwasser ausgetragen.

Abbildung 108

Aufsummierte Na Flüsse (Balken) und Na Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.

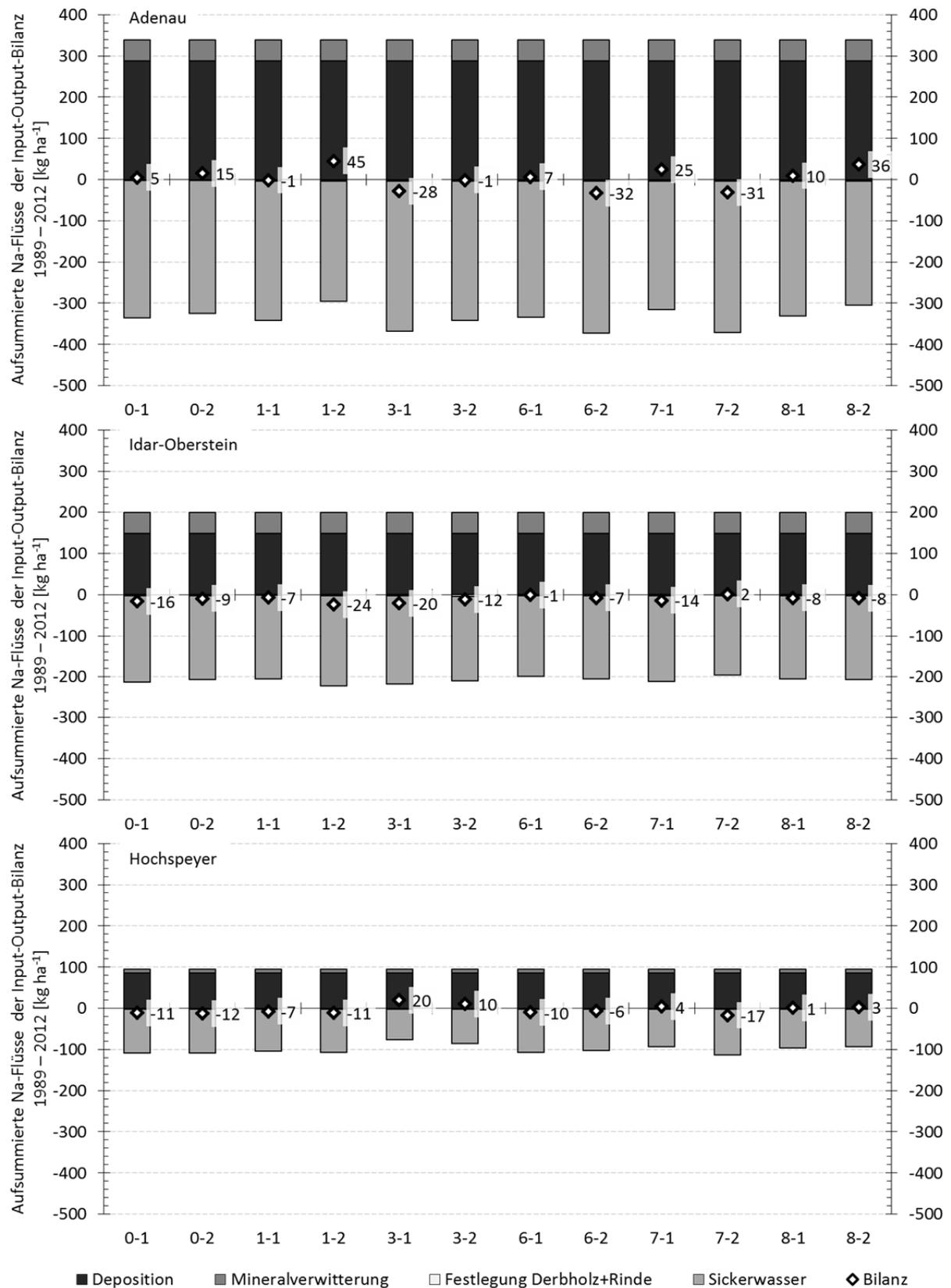
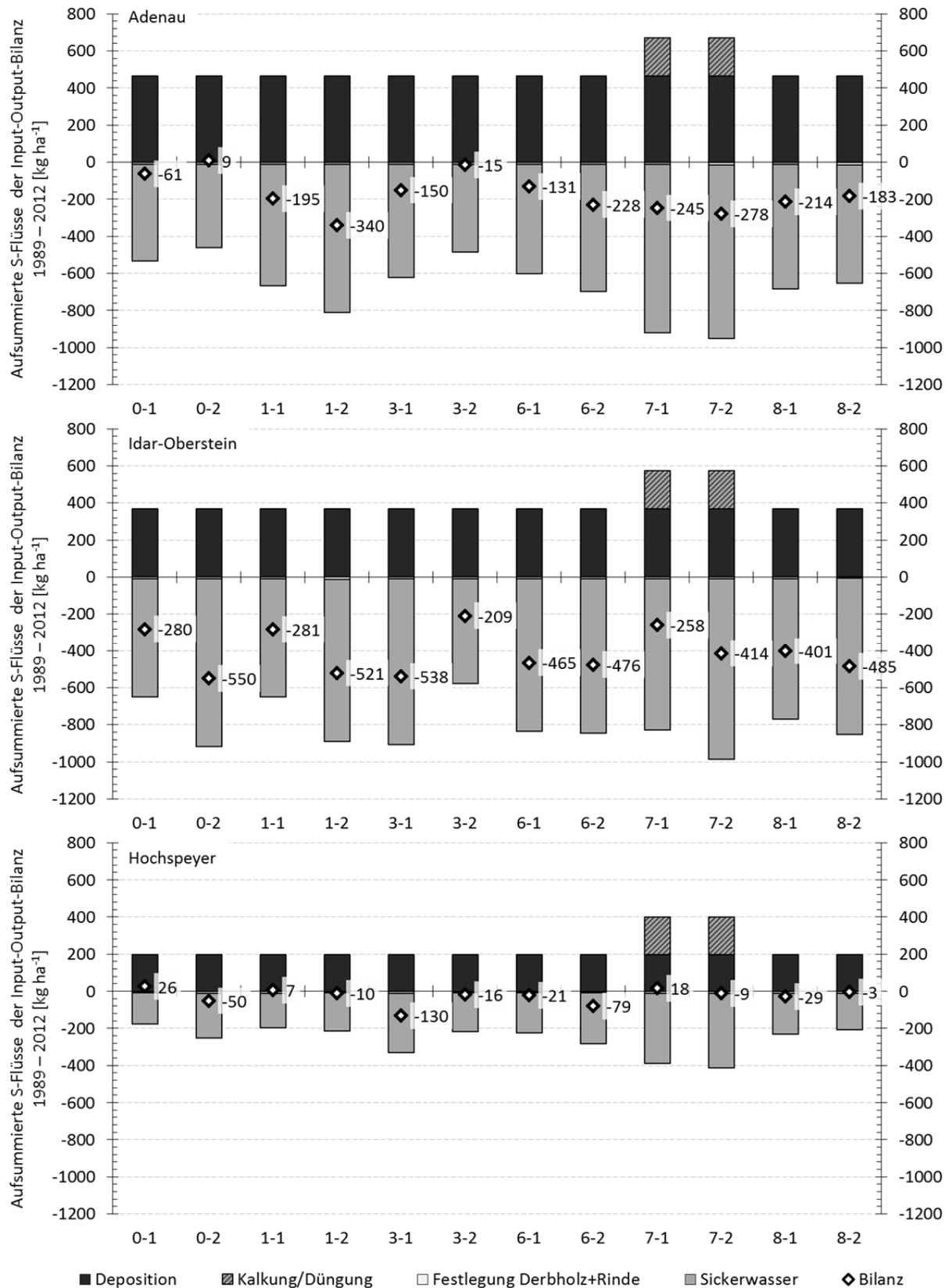


Abbildung 109

Aufsummierte S Flüsse (Balken) und S Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder.



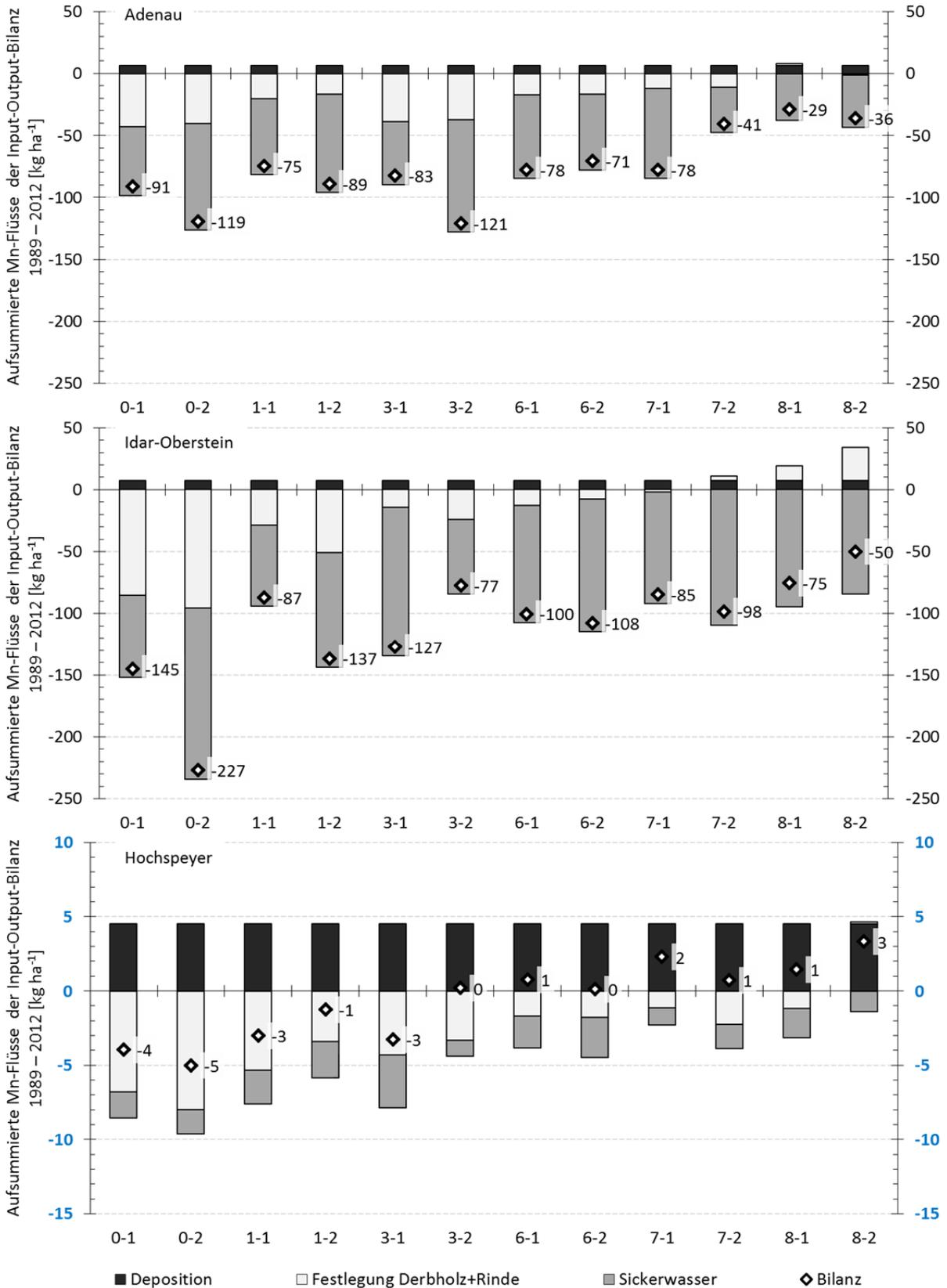
4.7.5.8 Mangan-Bilanz

Die Parzellen der Kontrolle sowie in AD und IO aller Kalkungsvarianten weisen negative Mn-Bilanzen auf, wenn die Festlegung in Derbholz und Rinde als Austrag angesehen wird (Abb. 110). In AD und IO bestimmt insbesondere der Austrag von Mn mit dem Sickerwasser und die Festlegung von Mn in der Biomasse die Bilanz (Anhang C Tab. 90). Der Mn-Eintrag durch die Deposition ist auf diesen Versuchsflächen vergleichsweise gering. Durch die Kalkung wird die Mn-Verlagerung lediglich im Oberboden reduziert (vgl. Abb. 43), sodass kein Einfluss auf den Austrag mit dem Sickerwasser zu erkennen ist. Jedoch sinkt mit steigender Kalkdosis die Festlegung in der Biomasse, sodass bei der Variante 8 der Bestand trotz gesteigerter Biomasseproduktion aufgrund der geringen Mn-Konzentrationen in der Biomasse als Mn-Quelle fungiert (Abb. 101).

In HS wird verglichen mit AD und IO sowohl eine deutlich geringere Mn-Menge mit dem Sickerwasser ausgetragen als in der Biomasse festgelegt. Jedoch wird auch auf dieser Versuchsfläche die Mn-Festlegung in der Biomasse mit steigender Kalkdosis reduziert, sodass die Varianten mit hoher Kalkdosis positive Mn-Bilanzen aufweisen, auch wenn die Festlegung in Derbholz und Rinde als Austrag angesehen wird.

Abbildung 110

Aufsummierte Mn Flüsse (Balken) und Mn Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsfelder. Bei der Darstellung der Versuchsfelder HS ist die Y-Achse abweichend skaliert. Blaue Beschriftungen zeigen eine abweichende Skalierung der Y Achsen an.



4.7.5.9 SNK-Bilanz

Der Verlust eines Ökosystems an SNK (vgl. Kap. 3.1, Kap. 4.1.1) lässt sich anhand des Austrags an Metall-Kationen ($M_a + M_b$) mit dem Sickerwasser und dem Entzug an Metall-Kationen mit dem Export von Biomasse beschreiben (van Breemen et al. 1983). Ein Eintrag von SNK in das Ökosystem findet durch die Deposition von Metall-Kationen statt. Auf den Kalkungsvarianten wurde zudem die SNK durch die Kalkung erhöht (Tab. 17). Negative Bilanzsalden (SNK-Eintrag abzüglich SNK-Austrag) stehen für Reduktion der SNK des Ökosystems und damit für eine quantitative Versauerung (van Breemen et al. 1984).

Auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit spielt der Austrag mit dem Sickerwasser für den Verlust von SNK eine größere Rolle als der Export der Biomasse der Kompartimente Derbholz und Rinde. Auf der Kontrolle aller Versuchsflächen ist ein Verlust an SNK im Beobachtungszeitraum festzustellen (Tab. 65). In AD und IO ist bei den Varianten 1 und 3 bereits der SNK-Eintrag durch die Kalkung aufgebraucht, was zu leicht negativen Bilanzen führt. Die höher dosierten Varianten sowie alle Kalkungsvarianten in HS weisen hingegen eine positive Bilanz und damit eine Entsauerung im Beobachtungszeitraum auf.

Tabelle 65

SNK-Einträge durch Deposition und Kalkung und SNK-Austräge mit dem Sickerwasser und durch den angenommenen Export der Biomasse der Kompartimente Derbholz und Rinde [$\text{keq ha}^{-1} \text{24a}^{-1}$] des Zeitraums 1989 bis 2012 der drei Versuchsflächen. Negative Bilanzsalden stehen für eine quantitative Versauerung des Ökosystems.

	Variante	0	1	3	6	7	8
Adenau	Deposition	+30,6	+30,6	+30,6	+30,6	+30,6	+30,6
	Kalkung/Düngung	+0,0	+51,0	+53,0	+85,0	+153,0	+304,0
	Sickerwasseraustrag	-61,3	-91,0	-72,8	-99,7	-121,2	-96,2
	Festlegung in Derbholz und Rinde	-11,0	-13,8	-14,6	-15,1	-17,4	-17,1
	Bilanz	-41,7	-23,2	-3,8	+0,7	+45,0	+221,3
Idar-Oberstein	Deposition	+19,5	+19,5	+19,5	+19,5	+19,5	+19,5
	Kalkung/Düngung	+0,0	+51,0	+53,0	+85,0	+153,0	+304,0
	Sickerwasseraustrag	-61,8	-63,7	-64,4	-74,6	-76,8	-67,8
	Festlegung in Derbholz und Rinde	-14,4	-14,6	-13,6	-15,8	-16,0	-15,6
	Bilanz	-56,8	-7,8	-5,6	+14,1	+79,6	+240,1
Hochspeyer	Deposition	+12,4	+12,4	+12,4	+12,4	+12,4	+12,4
	Kalkung/Düngung	+0,0	+51,0	+53,0	+85,0	+153,0	+304,0
	Sickerwasseraustrag	-26,8	-37,0	-31,4	-37,5	-45,8	-40,5
	Festlegung in Derbholz und Rinde	-9,8	-12,4	-11,2	-10,1	-14,6	-14,8
	Bilanz	-24,2	+13,9	+22,8	+49,8	+105,0	+261,1

4.7.6 Prognostizierte Wirkungsdauer anhand der Ca- und Mg-Bilanzen

Nachfolgend werden die im vorstehenden Kapitel beschriebenen Ca- und Mg-Bilanzen zur Abschätzung der Wirkungsdauer der Kalkung bei unterschiedlicher Aufbringungsmenge verwendet. In dieser Betrachtung werden zum einen die Ca- und Mg-Bilanzen mit einer Festlegung in Derbholz und Rinde und zum anderen mit einer Festlegung in der gesamten oberirdischen Biomasse zu Grunde gelegt (vgl. Anhang C Tab. 86 & Tab. 87). Da sowohl die Freisetzung aus der Mineralverwitterung und die Deposition bei allen Parzellen einer Versuchsfläche gleich sind, ergeben sich Unterschiede durch den Sickerwasseraustrag und die Festlegung in der Biomasse. Das Ende der Wirkungsdauer ist erreicht, wenn die kumulative Bilanz den Betrag der mit der Kalkung ausgebrachten Elementmenge erreicht hat. Dies ist allerdings am Ende des Beobachtungszeitraums zumeist noch nicht der Fall. Um den Endpunkt der Wirkungsdauer dennoch abzuschätzen, wurde auf Basis des Mittelwertes der Bilanzsalden der Jahre 2008-2012 der jährliche Verlust extrapoliert. Die Jahre davor wurden aufgrund der Initialwirkung kurz nach der Kalkung, in den 1990er Jahren noch sehr deutlicher und dann merklich geringerer zeitlicher Trends wie dem Rückgang der SO_4^{2-} -Fracht und eventueller Beeinflussung durch das Trockenjahr 2003 bei der Extrapolation nicht berücksichtigt.

Sowohl bei Ca als auch bei Mg zeigt sich, dass eine höhere Kalkung zu einer längeren Wirkungsdauer führt, auch wenn teils erhebliche Unterschiede zwischen den Parzellen bestehen (Abb. 111, Abb. 112). Vor allem durch eine erhöhte Festlegung in der Biomasse und durch den Anstieg des Ca- und Mg-Austrags mit dem Sickerwasser sinkt mit ansteigender Kalkdosis die Effizienz (Tab. 66), berechnet in dem die Wirkungsdauer auf 100 kg ausgebrachtes Ca bzw. Mg bezogen wird. AD weist die kürzeste Wirkungsdauer und niedrigste Effizienz und HS die längste Wirkungsdauer und höchste Effizienz auf, was durch Unterschiede im Sickerwasseraustrag und der Festlegung in der Biomasse zwischen den Versuchsflächen bedingt ist. Für AD und IO sind die Austräge mit dem Sickerwasser entscheidend für die Unterschiede, da sich die Entzüge mit der Holzernte auf einem ähnlichen Niveau bewegen. HS hingegen weist verglichen mit AD und IO sowohl niedrigere Austräge mit dem Sickerwasser auf als auch eine geringere Festlegung in der Biomasse, bedingt durch eine niedrigere Zuwachseleistung. Zur besseren Übersicht sind in Tab. 66 die Mittelwerte der Wirkungsdauer pro 100 kg Ca bzw. Mg (Effizienz) für die Varianten mit geringer (1, 3 und 6) und hoher Kalkdosis (7 und 8) angegeben.

Wird von der Festlegung in der gesamten oberirdischen Biomasse ausgegangen, liegt die Wirkungsdauer der Ca- und Mg-Zufuhr bei einer Kalkung von 3-5 t Dolomit ha^{-1} zeitlich dicht beieinander. Bei der Festlegung in Derbholz und Rinde hingegen weist Ca eine längere Wirkungsdauer auf, jedoch bewegt sich in diesem Fall die Effizienz in einem ähnlichen Bereich. Mit steigender Kalkdosis verlängert sich die Wirkungsdauer des ausgebrachten Ca deutlich im Vergleich zu Mg.

Tabelle 66

Mittelwert und Standardabweichung der Wirkungsdauer in Jahren pro ausgebrachten 100 kg Ca und 100 kg Mg, aufgeteilt in die Gruppen niedrige (Variante 1, 3 und 6) und hohe (Variante 7 und 8) Kalkung.

Calcium: Effizienz [Jahre pro 100 kg Ca]	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Derbholz & Rinde: Niedrige Kalkung (3-5 t)	6,5 ± 0,9	8,3 ± 2,5	13,0 ± 2,1
Derbholz & Rinde: Hohe Kalkung (9-15)	4,9 ± 0,6	6,5 ± 0,4	10,0 ± 1,0
Oberirdische Biomasse: Niedrige Kalkung (3-5 t)	4,6 ± 0,3	5,9 ± 1,6	10,4 ± 1,7
Oberirdische Biomasse: Hohe Kalkung (9-15)	3,7 ± 0,4	4,3 ± 0,2	8,2 ± 0,7
Magnesium: Effizienz [Jahre pro 100 kg Mg]	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Derbholz & Rinde: Niedrige Kalkung (3-5 t)	8,0 ± 3,2	12,8 ± 8,6	17 ± 4,9
Derbholz & Rinde: Hohe Kalkung (9-15)	5,1 ± 1,3	7,8 ± 1,0	10,4 ± 2,4
Oberirdische Biomasse: Niedrige Kalkung (3-5 t)	7,2 ± 2,6	11,4 ± 7,0	16 ± 4,5
Oberirdische Biomasse: Hohe Kalkung (9-15)	4,6 ± 1,0	7,1 ± 0,8	9,8 ± 2,1

Abbildung 111

Wirkungsdauer der Kalkung der verschiedenen Varianten berechnet anhand der Ca Bilanz. Die Wirkungsdauer für die beiden Parzellen einer Variante ist als Zahl angegeben, die Säule repräsentiert die Spanne zwischen den Befunden. Bei der Ca Festlegung in der Biomasse wurde in den linken Abbildungen die Kompartimente Derbholz und Rinde, in der rechten Spalte die gesamte oberirdische Biomasse betrachtet.

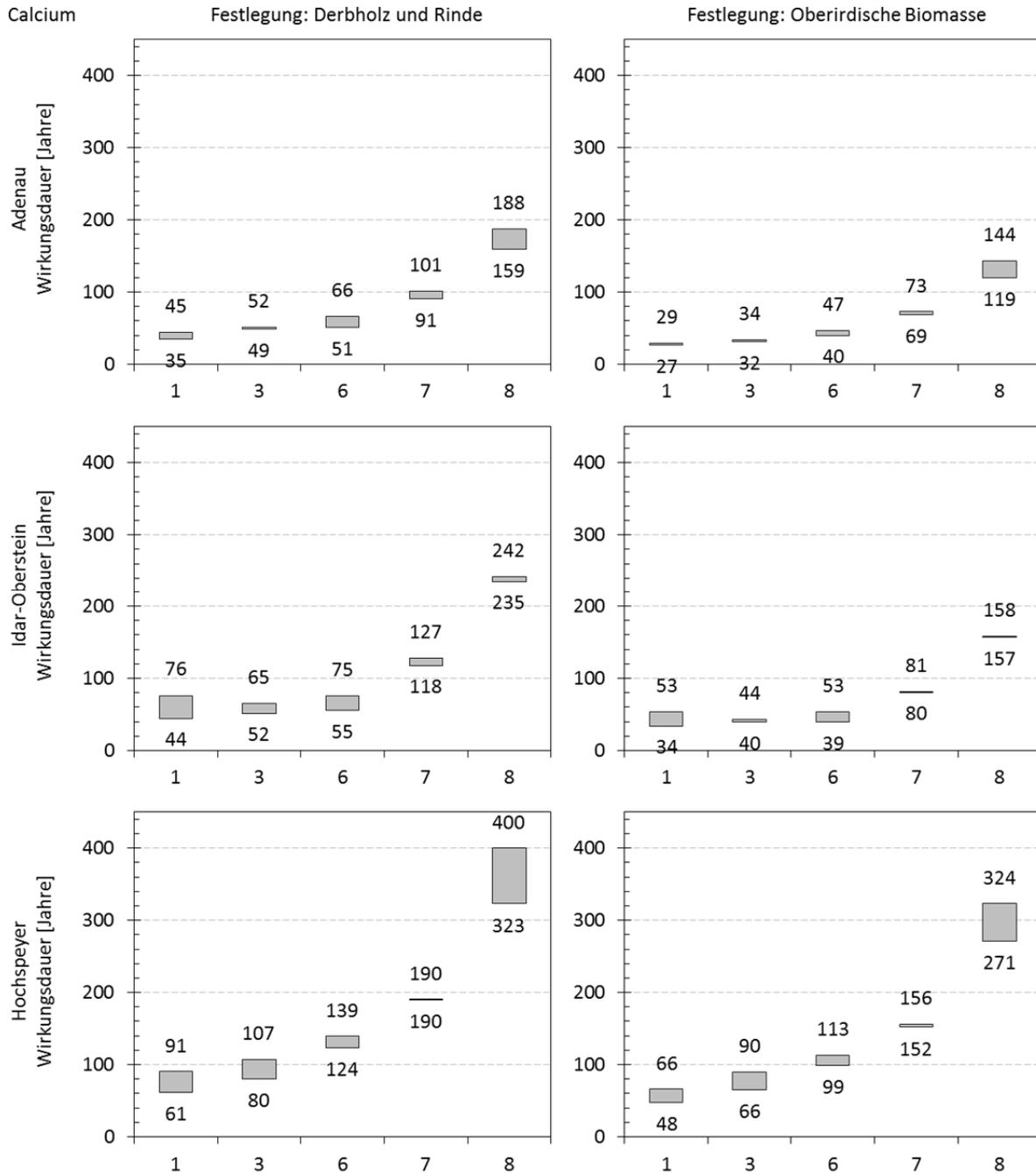
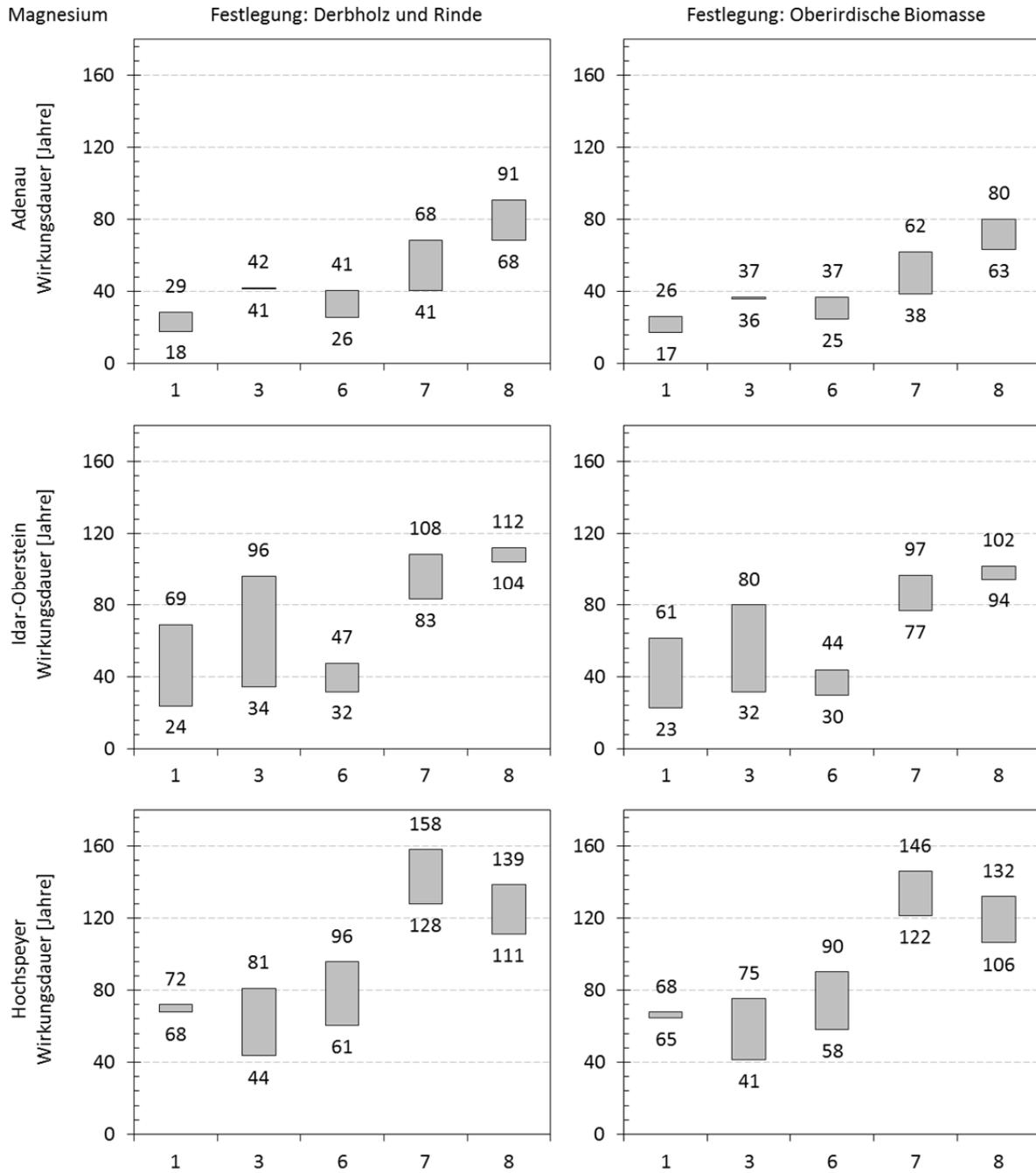


Abbildung 112

Wirkungsdauer der Kalkung der verschiedenen Varianten berechnet anhand der Mg Bilanz. Die Wirkungsdauer für die beiden Parzellen einer Variante ist als Zahl angegeben, die Säule repräsentiert die Spanne zwischen den Befunden. Bei der Mg Festlegung in der Biomasse wurde in den linken Abbildungen die Kompartimente Derbholz und Rinde, in der rechten Spalte die gesamte oberirdische Biomasse betrachtet.



5 Diskussion

5.1 Entwicklung des Säure-Base-Status

Die Waldkalkungen seit Mitte der 1980er Jahre erfolgten unter der Annahme, dass ohne die Kalkung die Böden durch anthropogen bedingete atmosphärische Deposition von Säuren übermäßig schnell versauern. Die Betrachtung von Veränderungen im Säure-Base-Zustand der unbehandelten Kontrollflächen der Kalkungsversuche ermöglicht eine Überprüfung dieser Prämisse für die drei Versuchsstandorte.

Im gesamten Beobachtungszeitraum überschreitet auf allen Versuchsflächen der Netto-Eintrag potentiell versauernder Verbindungen (AC_{potnet}) die Pufferkapazität durch die Freisetzung von M_b -Kationen (vgl. Abb. 89, Tab. 67). Dies ist auch noch in den letzten Jahren vor Ende des Beobachtungszeitraums der Fall, trotz deutlichem Rückgang der AC_{potnet} verglichen mit den Jahren kurz nach Versuchsbeginn. Dieser Rückgang beruht zum Großteil auf der gesunkenen SO_4^{2-} -Deposition, sodass insbesondere N-Verbindungen zurzeit das größte Versauerungsrisiko darstellen (Abb. 91). Da die Emissionsziele (EU National Emission Ceilings (NEC)) nach der UN ECE-Luftreinhaltekonvention erst für 2020 (Umweltbundesamt 2011; Economic Commission for Europe 2013) bzw. 2030 (Bundesrat 2013) eine deutliche Reduktion der N-Emissionen^{2,3} vorsehen und die für das Jahr 2010 gesetzten Emissionsziele in Deutschland nicht erreicht wurden (European Environment Agency 2013), ist zumindest in den kommenden Jahren nicht von einem weiteren Rückgang der AC_{potnet} in gleicher Geschwindigkeit auszugehen. Diese Annahme wird auch durch die nicht signifikante Entwicklung der N-Deposition sowohl auf den Versuchsflächen (Abb. 91) als auch für ganz Deutschland (Umweltbundesamt 2013b) bestätigt. Modellierungen der N-Deposition für das Jahr 2020 gehen von einem Rückgang der oxidierten N-Verbindungen um ca. 20 % aus, wohingegen das Niveau der reduzierten N-Verbindungen gleich bleibt oder leicht zunimmt (Gauger et al. 2013). Für Wälder wird ausgehend von dem Jahr 2005 eine Abnahme der N-Deposition von ca. 10 % und von oxidiertem Schwefel von 35 % erwartet, was jedoch für die drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit weiterhin einen höheren Eintrag potentiell versauernder Verbindungen bedeutet, als durch die Freisetzung von M_b -Kationen kompensiert werden könnte (Abb. 113).

Anhand des Vergleichs sowohl der AC_{potnet} im Untersuchungszeitraum (1989-2012) als auch der AC_{potnet} , die auf Basis der modellierten Deposition (nach Gauger et al. 2013) zu erwarten ist (2013-

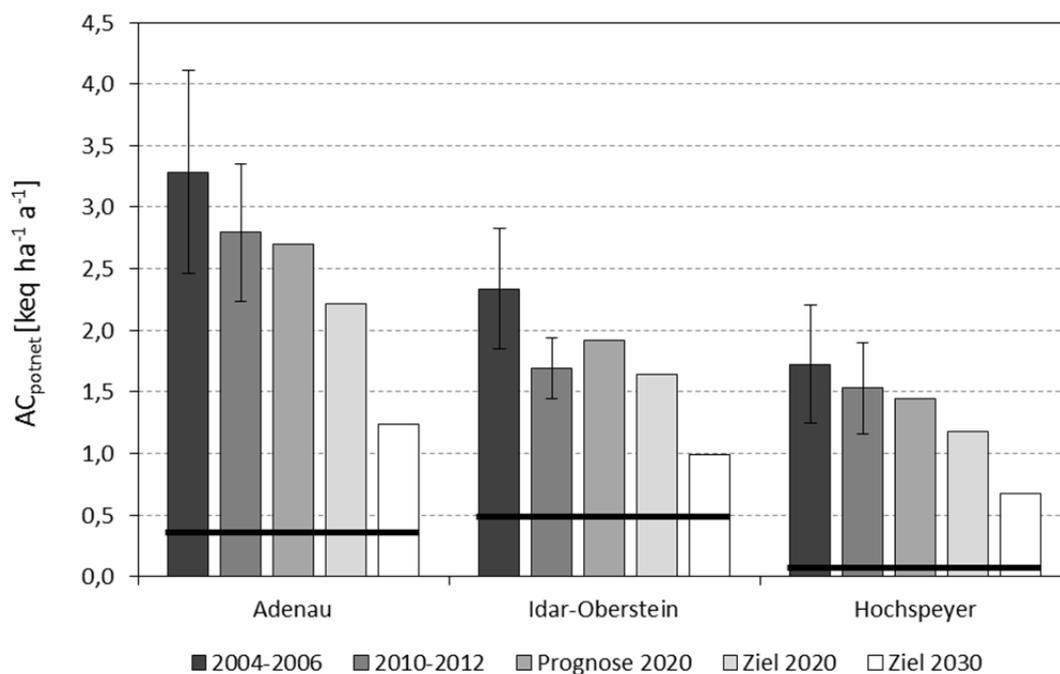
² Reduktion der oxidierten N-Emissionen um 39 % und der reduzierten N-Emissionen um 5 % in Deutschland für die Jahre 2020-2029 (Economic Commission for Europe 2013).

³ Reduktion der oxidierten N-Emissionen um 69 % und der reduzierten N-Emissionen um 39 % in Deutschland ab 2030 (Bundesrat 2013).

2036), mit der in den oberen 10 cm des Mineralbodens vorhandenen gesamten SNK_{pH5} (Tab. 16), also mit der gesamten Pufferkapazität die bis in diese Bodentiefe ohne Al- und Fe-Oxide zur Verfügung steht, wird deutlich, dass eine weitere Reduktion über die Ziele für das Jahr 2020 dringend erforderlich ist, um eine Degradation der Ökosysteme und eine weitere Belastung der Bestände durch Al-Toxizität zu verhindern (Tab. 67). Denn obwohl die SNK ausreichen würde um die AC_{potnet} abzupuffern, zeigt die M_b -Freisetzung, dass für den Zeitraum nur ein geringer Anteil dieses Puffers zur Verfügung steht. Eine Kalkung mit der Dosis von 3 t Dolomit ha^{-1} sollte nach den Prognosen in der Lage sein die zukünftig deponierte AC_{potnet} für etwa 20 bis 30 Jahre zu kompensieren (Tab. 67).

Abbildung 113

Mittelwert und Standardabweichung des jährlichen Netto-Eintrags potentiell versauernder Verbindungen (AC_{potnet}) der Jahre 2004-2006 und 2010-2012 sowie der nach den Angaben aus Gauger et al. (2013) auf Basis des Mittelwerts 2004-2006 berechneten Prognose der AC_{potnet} für das Jahr 2020. Die Ziel- AC_{potnet} für das Jahr 2020 und 2030 wurden auf Basis des Mittelwerts 2004-2006 anhand der Emissionsziele für Deutschland berechnet (Bundesrat 2013) indem die gemessene Deposition um die angestrebte Emissionsreduktion vermindert wurde. Die horizontalen schwarzen Balken kennzeichnen die durch die Freisetzung basischer Kationen kompensierbare Säuremenge.



Zusätzlich findet eine Freisetzung von in Zeiten hoher SO_4^{2-} -Deposition aufgespeicherten Sulfaten statt, was bis zum Abbau dieser Sulfat-Vorräte im Boden ebenfalls zur aktuellen Versauerung im Boden (Tab. 56) und zu einem Verlust an Kationen beiträgt. Anhand der effektiven Säurebelastung nach Ulrich (1991, 1994) lassen sich diese im Ökosystem ablaufenden Prozesse betrachten. Im Gegensatz zur AC_{potnet} wird dabei sowohl die Aufspeicherung und Freisetzung gebundener Säure als auch die N-Form und deren Verbleib im Ökosystem berücksichtigt (vgl. Kap. 4.6.3). Auf den Kontrollflächen liegt die effektive Säurebelastung somit zumeist merklich unter der potentiellen Säurebelastung (Tab. 56). Die Kalkung führt allerdings in AD und HS zu einem beschleunigten Abbau

von Sulfaten (Abb. 58), sodass einige Kalkungsvarianten verglichen mit der AC_{potnet} sogar höhere effektive Säurebelastungen aufweisen (Abb. 90, Tab. 56). Auch die Düngung mit Kieserit und Patentkali auf der Variante 7 wirkt sich durch einen erhöhten Sulfataustrag in Form eines Anstiegs der effektiven Säurebelastungen aus.

Tabelle 67

Vergleich der SNK_{pH5} der oberen 10 cm des Mineralbodens, der puffernd wirkenden Freisetzung im Untersuchungszeitraum von M_b Kationen bis 10 und 60 cm Tiefe, der AC_{potnet} des Untersuchungszeitraums, der auf Basis der Prognose von Gauger et al. (2013) für den Zeitraum 2013-2036 berechneten AC_{potnet} und der puffernden Wirkung von 3 t dolomitischen Kalks ha^{-1} .

	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
SNK_{pH5} 0-10 cm [$keq\ ha^{-1}$]	455	440	288
M_b -Freisetzung 0-10 cm [$keq\ ha^{-1}\ 24a^{-1}$]	2,1	2,8	0,8
M_b -Freisetzung 0-60 cm [$keq\ ha^{-1}\ 24a^{-1}$]	8,9	11,4	2,6
AC_{potnet} (1989-2012) [$keq\ ha^{-1}\ 24a^{-1}$]	75	59	42
AC_{potnet} (2013-2036, auf Basis v. 2020) [$keq\ ha^{-1}\ 24a^{-1}$]	65	46	35
SNK_{pH5} 3 t ha^{-1} Dolomit [$keq\ ha^{-1}$]	51	51	51

Auf allen Versuchsflächen wurde zudem der Austrag von NO_3^- mit dem Sickerwasser durch die Kalkung erhöht, wodurch ebenfalls die effektive Säurebelastung ansteigt. Dies spielt in IO und HS noch eine untergeordnete Rolle, da die N-Bilanz hier sowohl auf der Kontrolle als auch auf den Kalkungsvarianten noch zu einem geringen Teil zur Netto-Säurepufferung beiträgt (Tab. 59). In AD hingegen deuten die NO_3^- -Frachten ($> 5\ kg\ ha^{-1}\ a^{-1}$ auf der Kontrolle) bereits auf eine N-Sättigung auf niedrigem Niveau hin (vgl. Block et al. 2000, S. 69) (Tab. 72), was sich in einer hohen Säurebelastung durch die N-Bilanz mit einem deutlichen Anstieg auf den Kalkungsvarianten niederschlägt (Tab. 59). Trotz dieses Anstieges bleibt der absolute und relative Anteil der M_a -Kationen an den Pufferreaktionen verglichen mit der Kontrolle annähernd gleich oder nimmt ab (Tab. 56, Tab. 60), was deutlich zeigt, dass der Al-Austrag und damit die Belastung des oberflächennahen Grundwasser durch die Kalkung nicht erhöht wird (vgl. Kap. 5.3.1).

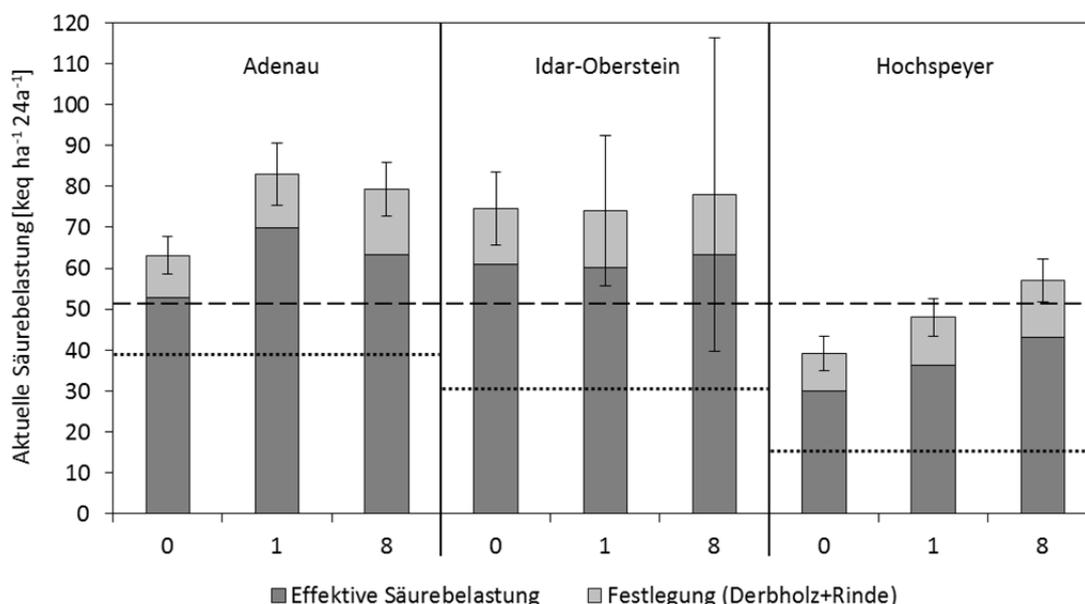
Auf den Kontrollparzellen aller Versuchsflächen ist aufgrund der aktuell ablaufenden Prozesse und des Depositionsniveaus nicht mit einem Rückgang der qualitativen Versauerung zu rechnen, insbesondere nicht, wenn ein zusätzlicher Entzug von Alkalinität durch die Holzernte mit einbezogen wird (Tab. 52, Tab. 53, Tab. 54). Trotz der bekannten Elementvorräte und -festlegung in der Biomasse ist die Berechnung der durch die Aufnahme bedingte Versauerung mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, da die Form des aufgenommenen N nicht bekannt ist (vgl. Kap. 5.5). Zumeist wird von einem ausgewogenen NO_3^-/NH_4^+ -Verhältnis ausgegangen (vgl. Rumpf et al. 2012), wodurch keiner zusätzlichen Versauerung durch den aufgenommenen Stickstoff hervorgerufen wird.

Durch die höheren N-Gehalte im Holz (Tab. 28) weist die Fläche IO die größte Spannweite der H^+ -Produktion auf, wenn die N-Form der Ernährung variiert wird (Tab. 53). Allein durch die

Festlegung in den Kompartimenten Derbholz und Rinde, die als Anhaltspunkt für eine reine Derbholznutzung gesehen werden können, reicht die Spanne im Untersuchungszeitraum von einer H^+ -Produktion von 4,7 bis 22,6 keq ha^{-1} auf der Kontrolle. Neben der erhöhten N-Konzentrationen sorgt zudem der Anstieg der Mg- und Ca-Konzentrationen zu einer weiteren Spanne bei den gekalkten Varianten, die bei der Variante 8 von einer H^+ -Konsumption von 4,7 bis zu einer H^+ -Produktion von 53,2 keq ha^{-1} im Untersuchungszeitraum reicht (Abb. 114). Da der Anteil der aufgenommenen N-Formen an der N-Ernährung anhand der vorliegenden Daten nicht geklärt werden kann, wird auch in der vorliegenden Arbeit von einem gleichen Anteil von NO_3^- und NH_4^+ an der N-Ernährung ausgegangen. Jedoch geben sowohl die Literatur als auch die erhobenen Daten auf den Versuchsfeldern für die Kontrolle Hinweise auf eine Präferenz bei der N-Ernährung für NH_4^+ (vgl. Kap. 5.5.2). Auf den Kalkungsvarianten hingegen, insbesondere bei der Variante 8, ist durch den höheren Nitrifikationsgrad von einer Zunahme des NO_3^- -Anteils auszugehen.

Abbildung 114

Aktuelle Säurebelastung der Kontrolle und der Varianten 1 und 8 nach Ulrich (1991), bestehend aus der effektiven Säurebelastung, welche über die Bilanzen hergeleitet wurde, und der Protonenproduktion durch die Festlegung der Nährstoffe in der Biomasse (hier: Derbholz + Rinde) im Beobachtungszeitraum. Der Fehlerbalken stellt die Spanne der Protonenproduktion oder -konsumption dar, die durch die aufgenommene N Form (NH_4^+ , NO_3^-) möglich wäre und bezieht sich einzig auf die Festlegung in Derbholz und Rinde. Die gestrichelte Linie steht für die SNK einer Kalkung mit 3 t Dolomit ha^{-1} und die gepunktete Linie für die Summe aus Freisetzung von Mb-Kationen durch die Mineralverwitterung und Deposition von Mb-Kationen im Beobachtungszeitraum.



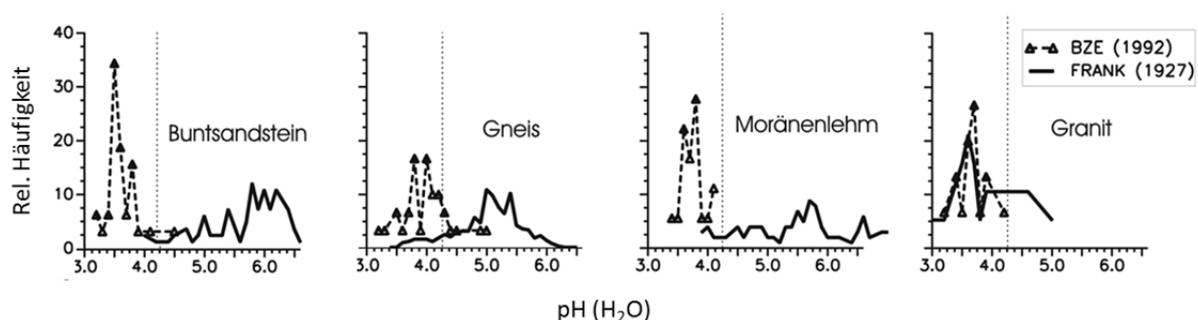
Der nicht durch M_b -Kationen kompensierte Anteil der Säurebelastung wird demzufolge von Mn-, Al- oder Fe-Oxiden abgepuffert. Dies bewirkt auf der Kontrolle aller drei Versuchsfelder neben einem Anstieg des Aziditätsgrades und einer Abnahme des pH-Wertes zugleich auch eine Verengung des BC/Al-Verhältnis im Streulysimeterwasser im Beobachtungszeitraum (Abb. 48, Abb. 50, Abb. 51).

Dies hat zwar keine Relevanz hinsichtlich einer drohenden Al-Toxizität, da der kritische Wert von 1 nicht unterschritten wird und durch hohe Konzentrationen an DOC Al zum Großteil komplexiert vorliegt (vgl. Block & Meiwes 2000), stellt jedoch einen weiteren Indikator für fortschreitende Versauerung und Nährstoffverarmung dar. Im oberen Mineralboden herrschen bereits ein BC/Al-Verhältnis im Sickerwasser, das auf ein Risiko für Al-Toxizität hinweist (vgl. Warfvinge & Sverdrup 1995). Diese qualitativen Versauerungs-Indikatoren bestätigen somit das Ergebnis der Bilanzen, dass auf den Versuchsflächen die Säurebelastung die Pufferung durch M_b -Kationen übersteigt. Hildebrand (1994) zeigt am Beispiel der Unterschiede im pH-Wert von Ah-Horizonten von 1927 (nach Frank 1927) und 1992, in welchem Umfang sich dieser Parameter in wenigen Jahrzehnten verändern kann (Abb. 115), wobei zu beachten ist, dass sich zwischen beiden Aufnahmen das Kollektiv der Aufnahmepunkte unterscheidet und die Aufnahme 1927 insbesondere durch Standorte der submontanen Höhenstufe repräsentiert wird (vgl. Reif et al. 2014).

Diese Befunde der vorliegenden Arbeit verdeutlichen die Dringlichkeit die Deposition von versauernd wirkenden Verbindungen auch über die Ziele ab dem Jahr 2030 hinaus weiter zu reduzieren (vgl. Mellert 2010) und den Entzug von Alkalinität mit der Holzernte an den Standort anzupassen. Ohne diese Reduktionen stellt die Kalkung zwar eine Möglichkeit dar, die negativen Folgen der Säurepufferung zu vermindern, jedoch ohne eine nachhaltige Entspannung des Zustandes herbeizuführen. Die aktuell stattfindende Versauerung durch die Sulfat-Mobilisierung lässt sich wegen der geringen Tiefenwirkung der Kalkung (vgl. Guckland et al. 2010) (Tab. 19, Abb. 20, Abb. 22) nur bedingt kompensieren und wird im Mineralboden unterhalb von 10 cm zum Großteil durch Al-Oxide abgepuffert. Die Kalkung verhindert in diesem Fall einzig den Transport weiterer starker Säuren in diese Bodentiefen und ermöglicht die Rückführung des Ca und Mg, welches mit den mobilen Anionen ausgetragen wird. Der Austrag könnte zukünftig, wenn die N-Sättigung zunimmt, durch höhere NO_3^- -Konzentrationen im Sickerwasser verstärkt werden. Bei weiterhin hoher N-Deposition ist auf allen Versuchsflächen ein weiterer Anstieg des NO_3^- -Austrags und damit der effektiven Säurebelastung zu erwarten. So lange die Säurebelastung die Pufferung durch M_b -Kationen aus der Mineralverwitterung und der Deposition übersteigt, ist keine Verbesserung der qualitativen Indikatoren für den Versauerungszustand zu erwarten.

Abbildung 115

Vergleich von pH-Werten aus den Jahren 1927 und 1992 des Oberbodens (0-5 cm) auf unterschiedlichen geologischen Substraten in Baden-Württemberg (aus: von Wilpert et al. 2013a).



5.2 Wirkung und Wirkungsdauer der Kalkung hinsichtlich der Säurepufferung sowie der Mg- und Ca-Bilanzen

5.2.1 Qualitative Parameter

Die Kalkung sorgt durch die Zufuhr an Ca- und Mg-Carbonat für eine zusätzliche Pufferung der Säuredeposition, was sich durch steigende pH-Werte des Sickerwasser (Abb. 48) und des Bodens (Tab. 19), eine Abnahme des Aziditätsgrades (Abb. 51) sowie zum Teil im Rückgang der Al-Frachten (Abb. 44, Abb. 45) nach der Kalkausbringung bemerkbar macht.

Die Varianten mit der Dosierung von 3 und 5 t Dolomit ha^{-1} zeigen durch Wiederanstieg des Aciditätsgrades im Sickerwasser der Streulysimeter und in 10 cm Tiefe (Abb. 51) sowie Wiederabsinken des pH-Wertes (nur Streulysimeter) bereits Anzeichen für ein Nachlassen der Kalkungswirkung in den letzten Jahren des Untersuchungszeitraumes. Passend zu der niedrigen Basensättigung dieser Varianten in IO ist bei gleichbleibender Entwicklung in den nächsten Jahren eine Überschreitung des Aciditätsgrades von 50 % zu erwarten, sodass verstärkt mit einer erneuten Al-Mobilisierung zu rechnen ist (vgl. Kölling & von Wilpert 2000). Dazu passt auch das nach anfänglichem Anstieg in den nicht riskanten Bereich > 1 wieder abfallende BC/Al-Verhältnis in 10 und 60 cm Tiefe (Abb. 49).

Begründet liegt dies im Rückgang der Mg-Frachten, die unter der Humusaufgabe nach 5 Jahren und in AD und IO auch in 10 und 60 cm Tiefe nach 10 Jahren ihr Maximum erreicht haben und seitdem sowohl absolut (Abb. 33) als auch im Verhältnis zu anderen Kationen (Anhang F) im Rückgang begriffen sind. Da die absolute Höhe jedoch stets durch die Menge der mobilen Anionen bedingt ist (Vries & Breeuwsma 1987; Ulrich 1994), ist in diesem Zusammenhang insbesondere der relative Anteil von Mg und Ca an der Kationensumme des Sickerwassers ein Indikator für die Wirkung der Kalkung. Die langsamere Verlagerung von Ca verglichen mit Mg (Marschner 1995; Ponette et al. 1997) zeigt sich vor allem in 10 und 60 cm Tiefe: der Mg-Anteil liegt bereits kurz nach der Kalkung deutlich über dem Ca-Anteil, der Ca-Anteil nimmt jedoch in AD und IO bis zum Ende des Beobachtungszeitraums merklich zu.

Zeitgleich mit dem Rückgang des Ca- und Mg-Anteils im Wasser der Streulysimeter der Kalkungsvarianten fällt auch der pH-Wert ab, was eine abgeschlossene Carbonatauflösung anzeigt. Ein Teil dieser Abnahme ist jedoch auch durch den Rückgang der Ca-Deposition zu erklären, die im Beobachtungszeitraum stattgefunden hat (Tab. 61, Tab. 62, Tab. 63). Die höhere Dosierung sorgt

zumeist für eine verstärkte und länger andauernde Wirkung, insbesondere auf den pH-Wert des Sickerwassers in 10 und 60 cm Tiefe, der bei der mit 3 t ha^{-1} dosierten Variante 1 kaum beeinflusst wird. Die Variante 8 zeigt bis ins Jahr 2012 kaum Anzeichen eines Nachlassens der angesprochenen Indikatoren. Selbst unter der Humusaufgabe geht der pH-Wert nur leicht zurück und der Aziditätsgrad steigt nur geringfügig an. Auch in 10 und 60 cm Tiefe liegen die Ca- und Mg-Anteile weiterhin auf einem hohen Niveau. Jedoch werden mit zunehmender Kalkdosis tendenziell größere Mengen Anionen mobilisiert (Abb. 60), was wiederum für das Ökosystem einen höheren Verlust an Kationen und einen möglichen Verlust an Kohlenstoff in Form von DOC (vgl. Kap 5.3.4) bedeutet sowie das Risiko für eine Nitratverlagerung ins Grundwasser erhöht.

Die Auswertung der Bodenprobenahme bestätigt die anhand der Sickerwasseranalysen beschriebenen Entwicklungen. Durch die Kalkung wurde mit Ausnahme der Varianten 1 und 3 in IO die Basensättigung in der Humusaufgabe und im Oberboden langfristig über 20 % angehoben (Tab. 21). Die geringen Unterschiede in der Basensättigung des Oberbodens zwischen Kontrolle und Variante 1 und 3 in IO bestätigen die auf dieser Fläche am deutlichsten erkennbare Wiederrücknahme im Aziditätsgrad bzw. Wiederabnahme des BC/Al-Verhältnisses. In Horizonten in denen sich der pH-Wert im Al-Pufferbereich ($\text{pH} < 5$) befindet und somit verstärkt Al freigesetzt wird, ist langfristig kein Anstieg der Basensättigung zu erwarten (Zimmermann & Luster 2013), da die M_b -Kationen von den höherwertigen Al-Ionen vom Austauschverdrängt werden (Scheffer et al. 2002, S. 114).

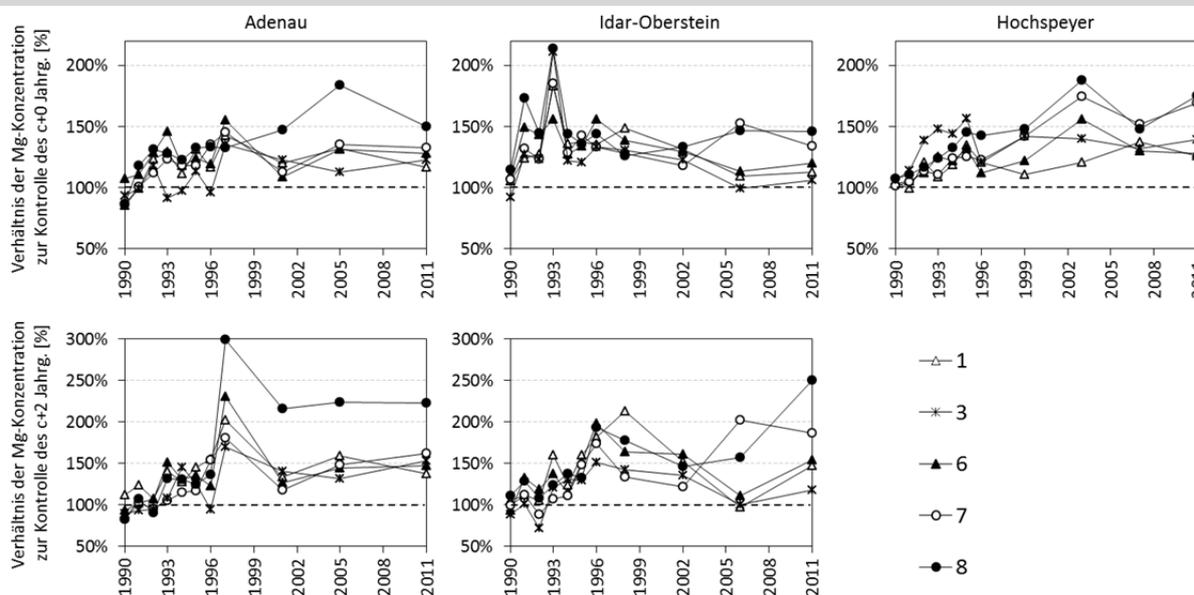
Auch die tiefen Bodenhorizonte weisen insbesondere bei den höher dosierten Varianten signifikante Unterschiede zur Kontrolle auf (Tab. 21), wobei der Anstieg mit zunehmender Bodentiefe jedoch deutlich geringer ausfällt. Die Basensättigung der tieferen Bodenhorizonte wurde in HS trotz geringerer Niederschläge und Sickerraten (Tab. 2) am deutlichsten durch die Kalkung beeinflusst, was für eine bessere Verlagerbarkeit bedingt durch die Bodenart spricht, allerdings ohne höhere Austräge mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe als in AD und IO aufzuweisen. Im Gegensatz zu AD und IO in denen die Verlagerung von Kationen vor allem durch die Mobilisierung von NO_3^- und SO_4^{2-} bedingt ist, geschieht dies in HS vor allem durch organische Säuren (Anhang G), deren Verlagerung mit zunehmender Bodentiefe stärker als bei NO_3^- und SO_4^{2-} abnimmt (vgl. Abb. 52, Abb. 53, Abb. 58). Dadurch wird auch der Weitertransport der die organischen Säuren begleitenden Kationen unterbunden. Der geringere Anteil von NO_3^- und SO_4^{2-} ist durch die Bodenart bedingt, da Sandböden eine geringe Speicherfähigkeit für Anionen aufweisen (Alewell 2001). Dies zeigt, dass sandige Standorte keinesfalls generell von Kalkungsmaßnahmen auszuschließen sind, weil Bindungsplätze für die Basenkationen fehlen und eine nur kurzfristige Wirkung zu erzielen ist. Im Gegenteil, die Wirkungsdauer ist wegen der geringeren Auswaschungsverluste an Ca und Mg durch die geringere Verlagerung von Sulfat und Nitrat länger als auf den Standorten mit bindigeren Böden (vgl. Kap. 5.2.2). Zudem dürften auf den sandigen Substraten aufgrund der zumeist geringeren KAK bereits niedrige Kalkdosen ausreichend sein, um die Basensättigung wirksam anzuheben.

Die nur geringfügig mit der Kalkdosis ansteigende Tiefenwirkung macht deutlich, dass eine höhere Dosierung nicht das Risiko für eine höhere Empfindlichkeit gegenüber Trockenheit, hervorgerufen durch eine Konzentration der Feinwurzeln auf den oberen Mineralboden (Murach & Schönemann 1985; vgl. Fink et al. 1999), verringern kann. Die in einigen Arbeiten beobachtete Verflachung des Wurzelsystems nach Kalkung (Murach & Schönemann 1985; Kreutzer 1995; Fink et al. 1999; Feger et al. 2000) wird bei höherer Dosierung womöglich durch die Steigerung des Nitrifikationsgrades und die Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit im Oberboden durch Ca- und Mg-Zufuhr und Förderung der Mineralisation noch verstärkt (vgl. Reif et al. 2014). Allerdings wurden auf der Versuchsfläche Hochspeyer in den Untersuchungen von Losert (1997) acht Jahre nach der Kalkung keine signifikanten Unterschiede der Wurzelintensität im Oberboden zwischen Kontrolle und Kalkungsvarianten, selbst bei der Variante 8 mit 15 t ha^{-1} , festgestellt. Auch andere Arbeit zeigen, dass eine Verflachung des Feinwurzelsystems nicht auftreten muss (Rapp 1991; Hoch 1997; Rommel & Rothe 1997) oder durch fortschreitende Versauerung evtl. auch ohne Kalkung auftritt (Murach & Schönemann 1985).

Die Nadelspiegelwerte für Mg und Ca weisen auf eine langfristige Wirkung der Kalkung im Hinblick auf eine Verbesserung der Ca- und Mg-Ernährung hin (siehe auch Kap. 5.7): Die Verhältnisse der Mg- und Ca-Konzentrationen zwischen Kalkungsvarianten und Kontrolle liegen auch mehr als 20 Jahre nach der Kalkung zumeist über 1 (Abb. 63, Abb. 64). Jedoch deutet sich für Mg in IO und AD bei den Varianten 1, 3 und 6 ein Absinken auf das Niveau der Kontrolle an (Abb. 116). Auch im Hinblick auf die Mg-Ernährung ist die Wirksamkeit der Kalkung auf dem Sandstandort HS eher länger andauernd als auf den beiden Lehmstandorten AD und IO. Ebenfalls auf ein Nachlassen der Kalkungswirkung könnte hinweisen, dass die Mortalität des Buchenvorbaus in IO auf den Varianten 1 und 3 der der Kontrolle entspricht (Abb. 88).

Abbildung 116

Verhältnis der Mg Konzentration der Kalkungsvarianten zur Mg Konzentration der Kontrolle der drei Versuchsflächen für die im Beobachtungszeitraum gewonnen Nadelproben des c+0 und c+2-Nadeljahrgangs. Die Werte der Kontrolle entsprechen 100 %.



5.2.2 Quantitative Parameter: Ca- und Mg-Bilanzen sowie Vorräte

Schon die Kalkung mit 3 t ha^{-1} bewirkt, mit Ausnahme der Parzelle 2 der Variante 1 in AD, auf den drei Versuchsflächen positive Bodenbilanzen für Ca und Mg (vgl. Anhang C Tab. 86 & Tab. 87), sodass auch bei einer evtl. Nutzung der im Untersuchungszeitraum gebildeten Biomasse und dem damit verbundenen Entzug aus dem ökosystemaren Nährstoffkreislauf eine Anhebung der Ca- und Mg-Vorräte stattfindet. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit der von der Bilanz unabhängigen Vorratsberechnung anhand der Bodenprobenahme, die ebenfalls höhere Ca- und Mg-Vorräte auf den Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle ergibt (Abb. 26, Abb. 27). Jedoch treten teils deutliche Unterschiede im wiedergefundenen Anteil des ausgebrachten Ca und Mg auf, welche in Kap. 5.8.4 eingehend diskutiert werden.

Die Ergebnisse der Bilanzen verdeutlichen, dass der Verbleib von Ca und Mg im Boden bzw. im Ökosystem an unterschiedliche Bilanzgrößen gebunden ist. Für die Wirkungsdauer hinsichtlich des ausgebrachten Ca spielt vor allem die Intensität der Nutzung die entscheidende Rolle, da auf diesem Weg zumeist mehr Ca das Ökosystem verlässt als mit dem Sickerwasser ausgetragen wird. Im Gegensatz zu Mg befindet sich ein Großteil des ausgebrachten Ca im ökosystem-internen Kreislauf oder wird in der gebildeten Biomasse gebunden, was auf den gekalkten Parzellen in Kombination mit dem erhöhten Biomassezuwachs (Abb. 93) zu einem höheren Entzug als auf der Kontrolle führt. Da die Ca-Konzentrationen in den Biomassekompartimenten mit der Kalkdosis ansteigen (Tab. 30), erhöht sich somit auch der Ca-Entzug durch die Holzernte mit steigender Kalkdosis

Mg wird hingegen auf allen Flächen vornehmlich mit dem Sickerwasser ausgetragen, wobei auch für Mg der Ernteentzug je nach Nutzung und Fläche mit der Kalkdosis ansteigt und bei der Varianten 8 um das zwei- bis dreifache gegenüber der Kontrolle erhöht ist. Der Sickerwasseraustrag wird durch die Mobilisierung von Anionen gesteuert, welche durch die Kalkung tendenziell ansteigt (Abb. 60). Während bei der Sulfat-Fracht zukünftig durch die verringerte Sulfat-Deposition eine weitere Abnahme zu erwarten ist (Abb. 58) (Sucker et al. 2011; Block & Gauer 2012), deuten die N-Bilanzen der Versuchsflächen auf eine zunehmende N-Sättigung der Standorte und somit auf das Risiko einer Zunahme des Nitrat-Austrags hin (vgl. Kap. 5.5.3). Bis zum Ende des Untersuchungszeitraums war für die NO_3^- -Frachten keine einheitliche Entwicklung zu beobachten (Abb. 55). Die DOC-Fracht nimmt auf den hochdosierten Kalkungsvarianten aller Flächen zumeist in den ersten zehn Jahren nach der Kalkung zu und hält im Verlauf des Beobachtungszeitraums dieses Niveau.

Durch die möglichen Änderungen der Anionen-Fracht, der Deposition und der Wuchsleistung in den kommenden Jahren kann die berechnete Wirkungsdauer (Abb. 111, Abb. 112), also der Zeitraum bis das ausgebrachte Ca und Mg das Ökosystem verlassen hat, nur als grobe Abschätzung verstanden werden. Jedoch zeigt sich auf allen Flächen, dass die ursprünglich angenommene Wirkungsdauer von 10 Jahren (vgl. Gussone 1987) einer, in vielen Bundesländern praxisüblichen Dosierung von 3 t ha^{-1} (vgl. NW-FVA 2010; SaarForst 2013; Gemballa 2014; Reif et al. 2014) deutlich überschritten wird. Vielmehr ist anhand der Ergebnisse der drei Versuchsflächen für Ca von einem Zeitraum zwischen 35 bis 107 Jahren bzw. für Mg von einem Zeitraum zwischen 18 und 96 Jahren auszugehen, wenn von einer „konventionellen Derbholznutzung“ also mit dem Entzug des in Derbholz und Rinde festgelegten Mg bzw. Ca und Verbleib der im Reisigmaterial gespeicherten Nährstoffe im ökosystemaren Nährstoffkreislauf ausgegangen wird (Abb. 111, Abb. 112).

Auch die SNK-Bilanz zeigt, dass die Erhöhung der SNK durch die Kalkung mit $3 \text{ t Dolomit ha}^{-1}$ in AD und IO nach 24 Jahren aufgebraucht ist (Tab. 65). HS weist durch den niedrigeren Austrag von Anionen mit dem Sickerwasser und durch den niedrigeren Zuwach einen geringeren Verlust von Metall-Kationen auf, wodurch sich die Wirkungsdauer verlängert. Dieser Befund steht im Einklang mit der Mg- und Ca-Bilanz sowie den qualitativen Versauerungsparameter, die meist für HS ebenfalls auf eine längere Wirkungsdauer schließen lassen.

Aus den Befunden der Bilanzierungen ist wie bei den qualitativen Versauerungsparametern kein linearer Anstieg der Wirkungsdauer mit der Kalkdosis abzuleiten. Zudem steigt die Gefahr einer Mobilisierung von Anionen mit zunehmender Kalkdosis.

5.2.3 Tonminerale

Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, sind Tonminerale maßgeblich an den Pufferreaktionen im Boden beteiligt (Veerhoff & Brümmer 1989). Durch die ablaufenden Prozesse findet eine Umwandlung der Tonminerale statt, die eine Veränderung ihrer Eigenschaften und Funktionen in Boden mit sich zieht (Abb. 117). Durch die Kalkung wird nicht nur ein Teil der Säure abgepuffert, sondern gleichzeitig durch die Auflösung der Carbonate Ca bzw. Mg freigesetzt [15]. Je nach Zustand der Tonminerale können diese Kationen im unterschiedlichen Umfang, entsprechend ihrer KAK, binden. Der enge Schichtabstand und die hohe Kaliumbelegung der Illite verhindert zumeist einen umfangreichen Einbau, wohingegen der Schichtabstand der Vermiculite und Smectite bereits aufgeweitet ist und eine Festlegung von Mg und Ca in den Zwischenschichten ermöglicht.

In sauren Böden werden die Kationen in den Zwischenschichten der aufgeweiteten Dreischicht-Tonminerale durch Al-Hydroxide verdrängt, wodurch der Schichtabstand kontrahiert und deren KAK sinkt (Schwertmann et al. 1987). Die dadurch gebildeten Al-Hydroxid-Schichten der so genannten Al-Vermiculite (auch Al-Chlorite, Boden-Chlorite, Al-Hydroxy-Zwischenschicht-Vermiculiten) bleiben

stabil, bis eine weitere Veränderung des pH-Wertes eintritt (Ulrich et al. 1979). Bei fortschreitender Versauerung werden Protonen durch die Al-Hydroxide abgepuffert, was diese herauslöst und in den Zwischenschichten zu einer Aufweitung führt sowie einen Wiederanstieg der KAK verursacht (Veerhoff & Brümmer 1992; Mareschal et al. 2012) (Reaktion d in Abb. 18, Abb. 117). Die dadurch entstehenden Tonminerale werden als de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite bezeichnet (Butz-Braun 2014). Die frei werdenden Plätze am Austauscherelement und das dadurch entstehende Ladungsdefizit werden dann durch wasserhaltige Organo-Fe-Al-Komplexe belegt bzw. ausgeglichen (Butz-Braun 2014), die eine starke Aufweitung der Zwischenschichten und eine damit verbundene Destabilisierung verursachen, die schließlich zu einer irreversiblen Auflösung der Kristallgitter führt und in einer Zerstörung der Tonminerale mündet (Veerhoff & Brümmer 1989, 1991). Dies lässt sich auf den Kontrollen der drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit beobachten.

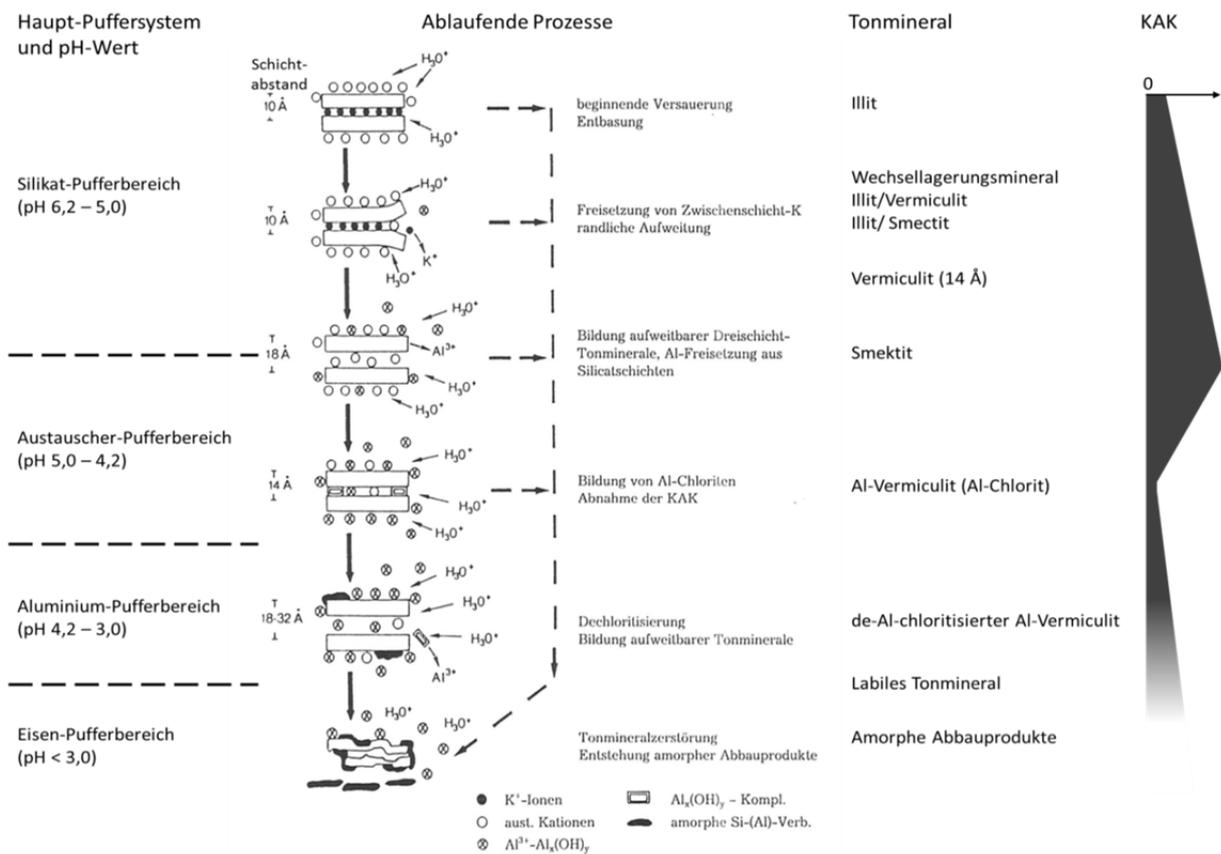
Eine Kalkung sorgt durch den steigenden pH-Wert ebenfalls für ein Herauslösen der Al-Hydroxide aus den Zwischenschichten (Niederbudde & Rühlicke 1981), da die positiven Ladungen der Al-Hydroxykationen neutralisiert werden und somit die Bindung an die negativ geladenen Silicatschichten nachlässt (Scheffer et al. 2002). Da mit steigendem pH-Wert Al zunehmend als Al-Hydroxide und weniger als Al^{3+} oder Al-Hydroxykationen in der Bodenlösung vorliegt (Ulrich et al. 1979), ist nicht mit einer Verdrängung von Mg und Ca vom Austauscherelement zu rechnen. Vielmehr sollte das durch die Kalkung frei werdende Mg bzw. Ca durch den Anstieg der KAK verstärkt gebunden und anstelle von Al in die Zwischenschichten eingebaut werden. Da ein Einbau von Ca und Mg zu einer stärkeren Aufweitung führt, als dies mit den Al-Hydroxid-Schichten der Fall ist (Gebhardt et al. 1966; Niederbudde & Rühlicke 1981), kann dies vermutlich bei Tonmineralen, deren Silicatschichten bereits stärker verwittert sind, zu einem labilen Zustand führen (Butz-Braun 2012), ähnlich wie dies beim Einbau der Organo-Fe-Al-Komplexe der Fall ist.

Hinweise darauf liefern die tonmineralogischen Untersuchungen der Fläche Idar-Oberstein und Hochspeyer (Butz-Braun 2011b, 2012). Insbesondere bei der mit 15 t ha^{-1} gekalkten Variante 8 deutet sich dieser durch die Kalkung und die damit einhergehenden hohen Konzentrationen an Mg und Ca in der Bodenlösung induzierte Zerfall an. Betroffen sind vor allem de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite mit einem geringen Zusammenhalt der Tonmineralschichten, die hauptsächlich in den oberen 2 cm des Mineralbodens vorkommen (Butz-Braun 2014). Ein Zerfall dieser bereits stark verwitterten Tonmineralfraktion wäre bei den vorherrschenden pH-Werten allerdings auch ohne Kalkung wahrscheinlich, wie der hohe Anteil labiler Tonminerale auf der Kontrolle in IO vermuten lässt. Tiefer gelegene Bodenschichten hingegen weisen keinen Tonmineral-Zerfall durch Kalkung auf. Die Untersuchungen deuten vielmehr auf eine Aufbasung und Stabilisierung der Tonminerale hin. Auf der Variante 1 aller Versuchsflächen lässt sich 20 Jahre nach der Kalkung ein Verlust der eingebauten basischen Kationen erkennen. Butz-Braun (2011a, 2011b, 2012) empfiehlt daher eine Wiederholungskalkung zur Stabilisierung der Tonminerale und Erhaltung der bereits erreichten

positiven Effekte auf den Mineralzustand. Der auf den Kontrollen stattfindende Verlust an Al aus den Al-Vermiculiten wird auf den Kalkungsvarianten deutlich reduziert.

Abbildung 117

Schematische Darstellung der Tonmineralumwandlung bei steigender Säurebelastung. Verändert nach Veerhoff & Brümmer (1992) und Butz-Braun (2012).



5.3 Element-Mobilisierung durch Kalkung

5.3.1 Aluminium

Als ein durch die Kalkung saurer Böden hervorgerufenen Risiko wird die Mobilisierung und der Austrag von Al mit dem Sickerwasser genannt (Marschner 1995; Lehnardt 1998; Lundström & Bain 2003; Kölling 2014; Reif et al. 2014). Huber et al. (2006) berichten von erhöhten Anionen-Konzentrationen im Sickerwasser nach Kalkung, die gegenüber der unbehandelten Fläche einen Anstieg der Al-Konzentrationen hervorrufen. Die Konzentration von Anionen sind neben dem pH-Wert der Festphase der bestimmende Faktor für die Auswaschung von Al (Dise et al. 1994). Auch auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit sind die Anionen-Frachten auf den Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle erhöht (Abb. 60), werden jedoch schon in den ersten

Jahren nach der Kalkung vorwiegend durch Mg und Ca begleitet. Ein Anstieg der Al-Verlagerung nach der Kalkung ist in AD in 10 cm Tiefe zu beobachten, der im Beobachtungszeitraum jedoch zurückgeht und nicht zu einem erhöhten Al-Austrag in 60 cm Tiefe führt (Abb. 44). Vermutlich werden auf dieser Versuchsfläche durch die Anhebung des pH-Wertes durch die Kalkung große Mengen an Al-Sulfaten gelöst, was den deutlichen Anstieg der S-Fracht auf den Kalkungsvarianten dieser Fläche erklärt (Abb. 58). Ebenso ist ein abtauschen von Al am Austauscher bedingt durch die hohen Mg-Konzentrationen nach der Kalkung denkbar.

In IO aber zeigt sich, dass selbst auf den hochdosierten Kalkungsvarianten keine Al-Mobilisierung stattfinden muss (Abb. 44, Abb. 45). Auch Beese (1989) konnte selbst bei einer Kalkung von 30 t Dolomit ha⁻¹ keine erhöhten Al-Konzentrationen im Sickerwasser feststellen, was auf die Bildung schwerlöslicher Salze und Hydroxide zurückgeführt wird. In anderen Arbeiten zeigt sich ebenfalls keine Auswirkung der Kalkung auf die Al-Konzentrationen (Durka & Schulze 1992; Kreutzer 1995; Ponette et al. 1997) oder lassen sogar einen Rückgang der Al-Konzentrationen erkennen (Benecke 1990; Kruchten 1998).

Neben der Al-Fracht geht auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit zudem der Al-Anteil an der Kationensumme des Sickerwassers im Verlauf des Untersuchungszeitraumes auf den Kalkungsvarianten zurück (Anhang F). Sowohl die zumeist reduzierte Al-Verlagerung mit dem Sickerwasser als auch die verminderten austauschbaren Al-Vorräte (Abb. 30) auf den Kalkungsvarianten sind ein Anzeichen für eine reduzierte Al-Freisetzung. Kreutzer (1995) führt dies auf die puffernde Wirkung der Kalkung im Oberboden zurück, was die Säurezufuhr auch in die darunter liegenden Bodenhorizonte vermindert und somit für eine Entlastung des Al-Puffers und für eine Stabilisierung der Tonminerale sorgt (Ulrich 1986a). Drápelová & Kulhavý (2012) konnten ebenfalls in einem Vergleich zwischen einer gekalkten und einer Kontroll-Fläche 16 Jahre nach der Kalkung noch reduzierte austauschbare Al-Konzentrationen in der Humusaufgabe und im Oberboden feststellen.

Die reduzierte Al-Freisetzung schlägt sich auch in einer Verbesserung des BC/Al-Verhältnisses nieder, was ein verringertes Risiko der Aluminium-Toxizität im Wurzelraum (Runge & Rode 1991; Block & Meiwes 2000) und ein verbesserte Nährstoffversorgung bedeutet (Jones & Fox 1978; Haynes 1982). Jonard et al. (2010) fanden gegenüber den Kontrollflächen reduzierte Al-Konzentrationen in den c+0-Nadeln von Fichten und in Buchenblättern gekalkter Bestände. Dies lässt sich auch deutlich auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit an den Al-Vorräten der beprobten Biomasse-Kompartimente und in der Rückführung durch den Streufall (Abb. 71, Tab. 37) nachweisen.

Somit wird Al in den ersten Jahren nach der Kalkung gegenüber der Kontrolle nicht verstärkt, sondern zumeist im gleichen Maße mit dem Sickerwasser verlagert. Diese Verlagerung reduziert sich dann durch eine geringere Al-Nachlieferung aus den Pufferreaktionen des Al-Pufferbereichs (vgl. Kap. 3.2.3.2), da eingetragenen Protonen bereits durch die Carbonatauflösung abgepuffert und nicht mehr in

den Mineralboden verlagert werden. Eine Erhöhung des pH-Wertes im tieferen Mineralboden ist jedoch nur längerfristig zu erwarten, da bei niedrigerem Protonendruck Al^{3+} hydrolysiert wird, wodurch eine H^+ -Freisetzung stattfindet, und zudem der Abbau des aufgespeicherter Sulfat noch nicht abgeschlossen ist.

5.3.2 Eisen

Durch die Kalkung wurden insbesondere auf den Parzellen der hoch dosierten Varianten 7 und 8 die austauschbaren Fe-Vorräte verglichen mit der Kontrolle reduziert (Abb. 31), was auf die puffernde Wirkung im Oberboden und damit eine Verminderung der Fe-Freisetzung aus den Pufferreaktionen des Fe-Pufferbereichs hindeutet. An den ohnehin sich nahe der Nachweisgrenze befindenden Fe-Frachten im Sickerwasser in 60 cm Tiefe lässt sich keine Auswirkung der Kalkung erkennen (Abb. 46). In AD wird jedoch in 10 cm Tiefe vermutlich ein Teil der durch die Kalkung entstehenden Säurebelastung (vgl. Kap. 4.6.3.3) durch Fe-Oxide abgepuffert, sodass die Fe-Verlagerung in dieser Tiefe ansteigt. Ebenso können dafür Verdrängungsprozesse am Austauscher verantwortlich sein, z. B. hervorgerufen durch Mg, dass aufgrund der hohen Konzentration in der Bodenlösung in der Lage sein könnte das eintauschstärkere Fe zu verdrängen und in Lösung zu bringen (Scheffer et al. 2002, S. 112 f.). Die erhöhte Verlagerung mit dem Sickerwasser lässt sich auch in der Fe-Festlegung des aufwachsenden Bestandes erkennen, die verglichen mit der Kontrolle mit steigender Kalkdosis zunimmt (Abb. 100). Allerdings steigt auf den Parzellen mit erhöhter Fe-Verlagerung in 10 cm Tiefe der Austrag von Fe in 60 cm Tiefe gegenüber der Kontrolle nicht an.

In HS weisen die Parzellen 0-1 und 1-1 seit Versuchsbeginn deutlich höhere Fe-Austräge auf (Abb. 47), die sich aber in dem Ausmaß nicht in 10 und 0 cm wiederfinden lassen. Dies legt den Schluss nahe, dass auf diesen Parzellen zumindest eine der Saugkerzen in 60 cm in einem Bodenbereich mit einer stärker fortgeschrittenen Versauerung installiert wurde, der sich schon im Übergangsbereich zum Fe-Pufferbereich befindet. Die Kalkung mit 3 t ha^{-1} auf der Parzelle 1-1 (HS) war möglicherweise nicht ausreichend, um das System an dieser spezielle Stelle der Parzelle zu entlasten, sodass im Beobachtungszeitraum die Fe-Konzentration sowie der Anteil von Fe an der Kationensumme im Sickerwasser sogar zugenommen haben (Anhang F).

Die Fe-Nadelspiegelwerte der Kontrolle liegen leicht oberhalb Werte der Kalkungsvarianten und nach Göttlein et al. (2011) im Bereich des latenten Mangel (Abb. 67). Auf allen Versuchsflächen lässt sich im Untersuchungszeitraum eine Abnahme der Fe-Nadelspiegelwerte beobachten, der nicht durch die Kalkung beeinflusst wird. Eine gleich gerichtete Entwicklung findet bei der Fe-Deposition auf den Versuchsflächen AD und IO statt (Tab. 61, Tab. 62). Dies legt den Schluss nahe, dass lediglich die auf der Nadel-Oberfläche adsorbierte Fe-Menge im Beobachtungszeitraum abnimmt (vgl. Zech 1970) und somit keine sicheren Aussagen über die Entwicklung der Fe-Versorgung der Bestände möglich sind.

5.3.3 Mangan

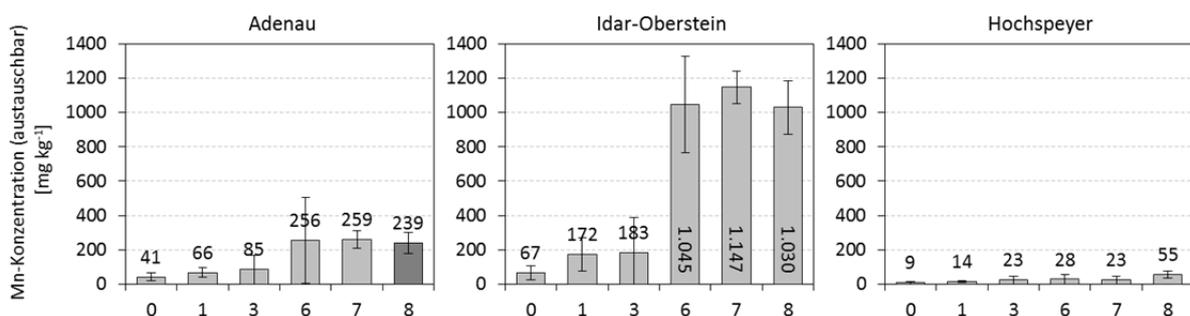
Mn-Oxide stellen eine weitere Puffersubstanz in Böden dar (Schwertmann et al. 1987). Trotz der niedrigen Mn-Gehalte in der Mineralausstattung der Böden (Tab. 93) und ihrem geringen Beitrag zur SNK (Tab. 15) zeigen die Mn-Konzentrationen im Sickerwasser in AD und IO, dass Mn eine ökologische bedeutsame Rolle in der Säurepufferung spielt (vgl. Ulrich et al. 1979). Auf den Parzellen der Kontrolle in AD und IO weist Mn nur unwesentlich geringere Anteile als Ca und Mg an der Kationen-Summe des Sickerwasser in 10 und 60 cm Tiefe auf (Anhang F).

Mit sinkendem pH-Wert steigt die Mn-Verlagerung mit dem Sickerwasser (Sanders 1983), was deutlich auf den Versuchsfeldern der vorliegenden Arbeit in AD und IO im Wasser der Streulysimeter bei den Varianten 1, 3 und 6 zu beobachten ist (Abb. 42). Zeitgleich mit dem erneuten Absinken des pH-Wertes nach der Kalkung (Abb. 48) steigt die Mn-Fracht wieder an, die zu Versuchsbeginn in AD und IO unterhalb und am Ende des Beobachtungszeitraums oberhalb der Kontrolle liegt. Generell findet auf den Kontrollparzellen die höchste Mn-Verlagerung statt (Abb. 43), was sowohl an den erhöhten Frachten im Sickerwasser (Abb. 42) als auch an Festlegung in der Biomasse (Abb. 101) und der Mn-Fracht mit dem Streufall (Tab. 34) deutlich zu erkennen ist.

Diese Ergebnisse der vorliegenden Arbeit decken sich mit den Befunden von Block & Wunn (1996), die von enge Korrelationen zwischen den Mn-Konzentrationen des Mineralbodens, der Humusaufgabe und der Nadeln berichten. Auch Kazda & Zvacek (1989) konnten bei drei untersuchten Fichtenbeständen einen engen Zusammenhang zwischen den Mn-Konzentrationen des Sickerwassers und der Nadeln feststellen. Beese (1989) berichtet von sinkenden Mn-Konzentrationen im Sickerwasser nach der Kalkung in einer Tiefe von 10, 40 und 100 cm. Die verringerte Verlagerbarkeit und Löslichkeit zeigt sich auf den Versuchsfeldern der vorliegenden Arbeit ebenfalls in den erhöhten Mn-Konzentrationen im Oberboden auf den gekalkten Varianten gegenüber der Kontrolle (Abb. 118). Diese Mn-Festlegung im Oberboden konnte auch Derome (1990) in 40 Kiefern- und Fichtenbeständen 20 Jahre nach der Kalkung beobachten.

Abbildung 118

Mittelwert und Standardabweichung ($n = 4$) der austauschbaren Mn Konzentration im Ah Horizont (AD, IO) bzw. im Oh Ah Übergangshorizont (HS, Variante 8 in AD) der drei Versuchsfeldern 22 Jahre nach der Kalkung.



Bei der Variante 8 sind die Konzentrationen in den Biomasse-Kompartimenten des aufwachsenden Bestandes am stärksten reduziert, was im Beobachtungszeitraum trotz Zunahme der Biomasse zu einer Verringerung des darin gespeicherten Mn führt, wodurch der Bestand in der Bilanz-Rechnung als Mn-Quelle fungiert (Tab. 90). Bei Betrachtung der ernährungskundlichen Grenzwerte ist die Mn-Versorgung auch auf diesen Varianten nicht als kritisch einzustufen (Abb. 66). Mangelsymptome sind bei Fichte erst bei sehr geringen Konzentrationen unter 20 mg kg^{-1} (Ingestad 1958; Zech 1970) bzw. 143 mg kg^{-1} (Göttlein et al. 2011) zu erwarten. Auch in HS, dem Standort mit den geringsten Mn-Vorräten (Abb. 32, Tab. 93), liegen die Konzentrationen in den Kiefernadeln und Buchenblättern noch im unteren Normalbereich. Keinesfalls werden selbst auf den stark gekalkten Varianten niedrige Mn-Konzentrationen wie auf Kalkstandorten gemessen (Zech 1970; Polle et al. 1992; Baier 2004), sodass durch die Kalkung kein Mn-Mangel zu erwarten ist.

Vielmehr ist durch die Kalkung von einer Vorbeugung eines Mn-Überschusses bzw. von Mn-Toxizität auszugehen, da die gemessenen Mn-Konzentrationen im ersten Nadeljahrgang der Kontrolle teils deutlich der Mn-Luxusernährung zuzuordnen sind (Abb. 66). Kazda & Zvacek (1989) geben als kritischen Werte für das Auftreten von Nadelnekrosen ein molares Ca/Mn-Verhältnis von 1,4 in Fichtennadeln an, was bei den Nadelproben aus 2011 nur auf der Kontrolle in IO unterschritten wird (Tab. 68). Bei der Begutachtung der Nadeln konnten dennoch keine Nekrosen festgestellt werden. Mn-Toxizität stellt bei Fichte ein untergeordnetes Problem dar (Hüttl 1991, S. 152 ff.), spielt jedoch bei anderen Baumarten wie Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) eine größere Rolle und kann zu deutlichen Ertragseinbußen und partiellem Absterben betroffener Bestände führen (Meyer & Ulrich 1990). Da Mn bei der Aufnahme durch die Pflanzen mit Ca, Mg und Fe konkurriert (Mengel 1991, S. 368), kann durch die Kalkung, die zu einer verringerten Mn-Verfügbarkeit führt (Sanders 1983), die Versorgung mit den genannten Elementen verbessert werden. In einem diagnostischen Düngungsversuch in einem von Mangantoxizität betroffenen Douglasienbestand in der Eifel führte eine Dolomitkalkung mit 6 t ha^{-1} zu einer Abnahme der Mn-Gehalte in den Nadeln und einer merklichen Verbesserung des Kronenzustandes (Block 1997).

Tabelle 68

Mittelwert des molaren Ca/Mn-Verhältnis ($n = 12$) der 2011 in AD und IO beprobten Fichtennadeln des c+0 und c+2 Jahrgangs. Werte kleiner 1,4 werden nach Kazda & Zvacek (1989) als kritisch für das Auftreten von Nadelnekrosen eingestuft.

Fläche	Jahrgang	0	1	3	6	7	8
Adenau	c+0	2,0	3,2	2,7	2,8	4,7	6,6
	c+2	2,3	4,1	3,1	3,1	5,8	9,0
Idar-Oberstein	c+0	1,2	1,8	2,1	2,5	4,2	5,6
	c+2	1,0	2,0	2,2	2,7	4,8	6,2

In HS übersteigt die Mn-Deposition auf allen Varianten die auf dieser Fläche sehr geringe Mn-Auswaschung mit dem Sickerwasser, was ohne Nutzung zu leicht positiven, doch mit Derbholznutzung ebenfalls zu negativen Bilanzen führt (Tab. 90). Trotz verminderter Mn-Mobilisierung ist in AD und IO bei allen Varianten, selbst bei vollständigem Nutzungsverzicht, von einer negativen Mn-Bilanz auszugehen (Tab. 90). Im Beobachtungszeitraum sinkt auf allen Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit die Mn-Konzentration im Sickerwasser der drei Tiefenstufen (Abb. 42), was evtl. auf eine fortgeschrittene „Entmanganisierung“ (vgl. Ulrich et al. 1979) der Versuchsflächen zurückzuführen ist.

Im tieferen Mineralboden werden weiterhin Protonen unter Beteiligung von Mn-Oxiden abgepuffert. Dies dürfte auch zukünftig zu negativen Mn-Bilanzen und zu einem Mn-Verlust im Ökosystem führen, was einen Rückgang der austauschbaren Mn-Vorräte bedeutet. Das schnellere Fortschreiten der Entmanganisierung auf der Kontrolle lässt sich nicht nur über die Bilanzen herleiten, sondern zeigt sich auch anhand der 2011 gemessenen niedrigeren austauschbaren Mn-Konzentrationen (Abb. 118) im obersten Mineralbodenhorizont verglichen mit den Kalkungsvarianten. Stehen zukünftig keine Mn-Oxide mehr für die Pufferung der freien Protonen zur Verfügung, wird diese Funktion vom Al-Pufferbereich übernommen (Kazda & Zvacek 1989), was einen Anstieg der Al-Konzentrationen zur Folge hätte.

5.3.4 DOC

Insbesondere im oberen Mineralboden findet in AD und IO auf den gekalkten Parzellen durch die erhöhte mikrobielle Aktivität (vgl. Emmerling & Schröder 1997; Andersson & Nilsson 2001; Lundström et al. 2003) und die Reaktion der durch die Kalkung ausgebrachten Carbonate mit organischen Verbindungen (vgl. Hildebrand & Schack-Kirchner 1990) zumeist eine höhere Verlagerung von DOC als auf der Kontrolle statt (Abb. 52, Abb. 54). In HS hingegen, der Fläche mit dem größten Anteil von organischen Anionen an der Anionensumme, weist lediglich die Variante 8 deutlich höhere C-Frachten als die Kontrolle in 10 und 60 cm Tiefe auf. Die praxisübliche Dosierung von 3 t Dolomit ha⁻¹ (Variante 1 und 3) führt auf keiner der Versuchsflächen zu einem deutlichen Anstieg der DOC Austräge in 60 cm Tiefe.

Wie NO₃⁻ und SO₄²⁻ führen auch die organischen Anionen zu einer Verlagerung von Kationen mit dem Sickerwasser (Schulze et al. 2005, S. 445; Clarke et al. 2008). Dies geht allerdings auf den gekalkten Parzellen nicht mit einer Steigerung der Al- und Fe-Frachten einher, sondern dient dementsprechend als Transportmöglichkeit für Basekationen in den Mineralboden (vgl. Karavanova 2013). Auf der Kontrolle und den Kalkungsvarianten wird nur ein kleiner Teil des gelösten C, tiefer als 60 cm verlagert. Die erhöhten C-Frachten in 0 und 10 cm auf den gekalkten Parzellen in AD und IO führen somit vor allem zu einer höheren C-Speicherung im Mineralboden (vgl. Aldinger 1987; Lundström et

al. 2003). Der in Bodenschichten tiefer als 60 cm verlagerte C kann entweder ebenfalls dort gespeichert (Kalbitz & Kaiser 2008) oder ausgewaschen werden (vgl. Armbruster et al. 2004). Die Verlagerung von DOC in Gewässer oder das oberflächennahe Grundwasser bedeutet einen C-Verlust für das Ökosystem Wald und kann zu Problemen bei der Trinkwasseraufbereitung führen (Volk et al. 2002). Andererseits liegt dadurch im Gewässer ein größerer Teil des Al in komplexierter Form vor (van Breemen et al. 1983), was dessen Bioverfügbarkeit reduziert und damit eine Wiederbesiedlung mit säuresensitiven Arten ermöglicht (Keitel 2014).

Die Gründe für den großflächig beobachteten Anstieg der DOC-Konzentrationen im Wasser von Bächen und Seen (Sucker & Krause 2010; Keitel 2014) sind aufgrund der komplexen Zusammenhänge noch nicht vollständig geklärt (Evans et al. 2006; Porcal et al. 2009; Sucker et al. 2011). Nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, wonach der Austrag bei einer praxisübliche Dosierung von 3 t Dolomit ha⁻¹ nicht ansteigt, dürfte ein Anstieg der DOC-Konzentrationen im Bachwasser von Einzugsgebieten mit einem hohen, den Versuchsflächen entsprechendem Waldanteil nicht oder nur zu einem geringen Teil auf die Kalkung zurückzuführen sein.

5.4 Wirkung der Kalkung auf Wachstum und Biomasseproduktion

5.4.1 Gesamt-Wuchsleistung

Die vorliegenden Befunde belegen sowohl für die gesamte oberirdische Biomasse, das Derbholumen und den BHD eine Steigerung der Zuwachsleistung nach Kalkung auf den drei Versuchsflächen, auch wenn die geringe Parzellengröße und Unterschiede in der Bestandesstruktur zum Versuchsbeginn bei der Bewertung beachtet werden müssen (Tab. 40, Tab. 41, Tab. 42, Tab. 43, Tab. 44). Der durch die Bestandesbehandlung weniger stark beeinflusste, sondern stärker vom Standort und der Kalkung abhängige Höhenzuwachs (vgl. Evers et al. 2008) ist auf den gekalkten Varianten ebenfalls signifikant erhöht. Die Reihung von der Kontrolle über die Gruppe geringe Kalkung hin zu der Gruppe hohe Kalkung legt den Schluss nahe, dass die Dosierung der Kalkung ebenfalls einen Einfluss auf die Zuwachsleistung der drei Bestände hat, was auch Spellmann & Meiwes (1995) anhand steigender Volumen- und Höhenzuwächse in einem Buchenbestand feststellen konnten. Dabei dürfte nicht die Zufuhr von Ca und Mg allein eine Rolle spielen, sondern auch der durch die Kalkung beeinflusste Anstieg des pH-Wertes im Oberboden, die damit verbundene Verringerung der Al- und Mn-Konzentration im Sickerwasser und die erhöhte Nährstofffreisetzung durch angeregte Mineralisation der Streu (vgl. Emmerling & Eisenbeis 1998).

Da auf den Varianten 3, 7 und 8 eine zusätzliche Düngung mit weiteren Nährstoffen stattgefunden hat (Tab. 1), ist dadurch eine Beeinflussung der Zuwachssteigerung denkbar. Da allerdings sowohl bei der Zunahme der Holz- bzw. Biomassevorräte als auch beim Höhenzuwachs keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten mit (Variante 3 und 8) und ohne (Variante 1 und 6) zusätzliche P-Düngung festzustellen sind (Daten nicht gezeigt), kann nicht von einem starken, die Kalkung überlagernden Effekt der Zusatzdüngung ausgegangen werden. Gleiches zeigen auch die Ergebnisse von Jonard et al. (2010), welche eine Zuwachssteigerung der gekalkten Bestände gegenüber der Kontrolle, jedoch nicht gegenüber den zusätzlich zu der Kalkung mit P und K gedüngten Beständen feststellen konnten.

Ein Zuwachssteigerung setzt bei Kiefer und Fichte zumeist nach 10 bis 30 Jahren ein (Popovic et al. 1988), was sich auch auf den drei Versuchsflächen der vorliegende Arbeit zeigt. Im Zeitraum 1988 bis 1996 erfolgt zumeist kein signifikanter Anstieg der Wuchsleistung, sondern erst im Zeitraum 1996 bis 2011/13. Auch bei Sikström (1997) und Børja & Nilsen (2008) blieben sowohl bei Kiefer als auch bei Fichte eine Zuwachssteigerung innerhalb der ersten 10 Jahre aus und Spiecker (1991), Spiecker et al. (1992) und Long et al. (1997) konnten erst 6-13 Jahre nach der Kalkung eine Zuwachssteigerung feststellen

Seibt & Wittich (1977) fanden hingegen in den ersten 11 Jahren nach Kalkung eine deutliche Zuwachssteigerung der Derbholzmasse eines zu Versuchsbeginn 79-jährigen Fichtenbestandes, welche allerdings in den folgenden 12 Jahren auf das Niveau der Kontrolle zurückfiel und im Anschluss sogar darunter absank. Popovic et al. (1988) stellen bei der Auswertung von Kalkungsversuchen in Schweden, Finnland und Deutschland nur geringe und uneinheitliche Wachstumsreaktionen nach Kalkung von $\pm 10\%$ gegenüber den Kontrollflächen fest und führen dies auf Unterschiede in den Standorten und Beständen, insbesondere dem Bestandesalter (vgl. Seibt & Wittich 1977), zurück. Auch in anderen Arbeiten wird von einem fehlenden Einfluss der Kalkung bzw. der Ca- und Mg-Versorgung auf den Zuwachs berichtet (Strebel 1960; Timmer & Stone 1978).

Strebel (1960) vermutete, dass sich die Ca- und Mg-Ernährung nur mäßig auf das Wachstum auswirkt, da vornehmlich die N-Versorgung das Wachstum limitiert. Dies zeigt auch die Auswertung verschiedener Düngevarianten des Versuchs Pfalzgrafenweiler „Fichte 337“, bei denen die Varianten mit reiner oder zusätzlicher N-Düngung eine stärkere Zuwachssteigerung als die Varianten mit Ca-P-Düngung ohne N-Gabe aufweisen (Spiecker 1991; Spiecker et al. 1992; Klädtke 2003). Durch die steigende N-Deposition seit den 50er Jahren (Schöpp et al. 2003) findet eine flächige N-Düngung der Wälder statt (Kahle et al. 2008), wodurch die Kalkung einen eventuell dadurch hervorgerufenen Mangel anderer Nährstoffe ausgleicht, was wiederum zu höheren Zuwachssteigerungen führen kann (vgl. Talkner et al. 2011).

Zudem kann die Kalkung je nach Baumart zu konträren Wachstumsreaktionen führen (Popovic et al. 1988), wie die Untersuchung von Long et al. (2011) an vier Mischbeständen von *Acer saccharum*,

Fagus grandifolia und *Prunus serotina* zeigt. Während die, allerdings mit 22,4 t Dolomit ha⁻¹ sehr hoch dosierte Kalkung bei *Acer saccharum* die Zuwachsleistung erhöhte, blieb bei *Fagus grandifolia* eine Reaktion aus und *Prunus serotina* reagiert mit einem vermutlich durch N- und K-Mangel hervorgerufenen Wachstumsrückgang.

Die in der vorliegende Arbeit festgestellten Zuwachssteigerungen nach der Kalkung sind somit nicht ohne weiteres übertragbar, da sich die Einflüsse auf den Stoffhaushalt und bodenchemischen Parameter je nach Standort deutlich unterscheiden können und in Kombination mit Kalkdosis, Baumart, Bestandesalter und abgelaufener Zeit seit der Kalkausbringung verschiedene Reaktionen hervorrufen können. Ein Absinken der Zuwächse nach der Ausbringung der praxisüblichen Menge von 3-5 t an dolomitischen Kalk pro Hektar ist jedoch nach den Ergebnissen der neueren Literatur und den Beobachtungen auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit nicht zu erwarten. Vielmehr ist eher von einer leichten Zuwachssteigerung auszugehen.

5.4.2 Buchenvoranbau in Idar-Oberstein

Wie der Fichtenbestand, zeigen auch die 2006 gepflanzten Buchen eine Steigerung des Höhenwachstums auf den gekalkten Parzellen, das ebenfalls mit zunehmender Kalkdosis ansteigt (Abb. 88). Die Lichtmessungen lassen vermuten, dass das Wachstum der Voranbau-Buchen deutlich durch den geringen Lichtgenuss gehemmt ist, wie auch der Vergleich des Höhenwachstums mit dem Lichtgenuss der Buchen der Kontrollparzellen zeigt (Abb. 86). Die Grenze von 20 % der relativen Beleuchtungsstärke wird häufig unterschritten, was zu Einschränkungen im Wachstum führt (Leder & Wagner 1996; Gralla et al. 1997). Jedoch fördert eine verbesserte Nährstoffversorgung, z. B. bedingt durch die Kalkung, auch unterhalb dieser Grenze die Photosyntheseleistung und somit die Schattentoleranz (vgl. Rumpf & Petersen 2008). Klumpp & Kazda (2000) und Kazda et al. (2000) konnten bei einem Düngeversuch einen Zusammenhang zwischen Mg-Konzentrationen in den Blättern und der Photosyntheseleistung bzw. dem Lichtkompensationspunkt bei einjährigen Buchen unter Fichte feststellen. Dies führt vermutlich zu der geringeren Mortalität auf den Varianten 6, 7 und 8 (Abb. 88), da auf diesen Varianten die Mg-Konzentrationen der Blätter signifikant gegenüber der Kontrolle erhöht sind (Abb. 64). Diese Ergebnisse decken sich mit den Untersuchungen von Popovic et al. (1988) und Spellmann & Meiwes (1995), die ebenfalls von einer geringeren Mortalität und gesteigertem Wachstum in einem Buchenvoranbau auf zuvor gekalkten Flächen berichten.

Die Faktoren Mortalität und Wachstum spielen eine entscheidende Rolle beim Waldumbau von Fichtenreinbeständen hin zu buchenreichen Mischbeständen, da nicht nur die Wahrscheinlichkeit einer Etablierung der Voranbau-Buchen größer ist, sondern auch der Zeitraum, bis die Pflanze dem Äser des Schalenwildes entwachsen ist, verkürzt wird. Die Kalkung mit der Dosierung von 3 t ha⁻¹, die 18 Jahre vor der Pflanzung erfolgt ist, reicht offenbar zur Herabsetzung der Mortalität nicht aus. Da sich

durch die Kalkung sowohl die bodenchemischen Verhältnisse im Wurzelraum als auch die Nährstoffversorgung verbessert haben, dürften sie sich dennoch positiv auf die überlebenden Buchen auswirken. Es ist davon auszugehen, dass die Wirkung der gering dosierten Kalkung eingeschränkt war, da sich der chemische Zustand des Oberbodens und der Auflage sowie des Bodenwassers zum Zeitpunkt der Pflanzung bereits wieder der Kontrolle annäherte (vgl. Kap. 5.2.1). Bei kürzeren Zeiträumen zwischen Kalkung und Pflanzung dürfte der Effekt auch bei 3 t ha^{-1} stärker ausgeprägt sein, wenn die Pflanztiefe die Tiefenwirkung der Kalkung (vgl. Abb. 22) nicht überschreitet.

5.4.3 Zuwachsgeraden

Wird die in den Zuwachsgeraden (Tab. 45, Abb. 84) abgebildete Konkurrenz um Ressourcen nach Schwinning & Weiner (1998) interpretiert, sorgt die Kalkung auf allen Versuchsflächen für eine Verschiebung des Zuwachses von kleineren, bedrängten Individuen hin zu größeren, herrschenden Individuen.

In IO besitzt die Kontrolle eine „vollständig größen-symmetrische“ Zuwachsgerade ($E \approx 1$) (Tab. 47) (vgl. Pretzsch 2010), die bei geringer Kalkung leicht und bei hoher Kalkung deutlicher hin zu einem „größen-asymmetrischen“ Verlauf verschoben ist ($E > 1$) (Abb. 84, Abb. 83). Sowohl in AD als auch in HS zeigen die Zuwachsgeraden aller Gruppen einen „leicht größen-symmetrischen“ Verlauf ($E < 1$), was darauf hindeutet, dass der Zuwachs von Individuen unterproportional zu ihrer Größe steigt. Jedoch findet auch hier durch die Kalkung wie in IO eine Verschiebung statt. In AD muss jedoch beachtet werden, dass die Zuwachsgeraden mit einer Extrapolation des Zuwachses der 2005 bei der Durchforstung entnommenen Bäume erzeugt wurden. Ohne das Miteinbeziehen dieser Individuen zeigt sich keine Auswirkung der Kalkung. Möglicherweise wurde bei der Durchforstung die Individuenzahl selektiv reduziert, und damit auch die Anzahl und die Durchmesser-Verteilung der in die Erstellung der Zuwachsgeraden einfließenden Individuen. Zukünftig sollte auf den Versuchsflächen vor Durchforstungseingriffen stets eine ertragskundliche Vollaufnahme erfolgen, sodass die Auswirkungen der Entnahme besser erfasst werden können.

Durch die bessere Nährstoffversorgung sind größere Individuen in der Lage ihren höheren Lichtgenuss besser ausnutzen zu können und dadurch ihre Zuwachsleistung zu erhöhen (vgl. Pretzsch 2010). Pretzsch (2010) konnte bei Untersuchungen an langfristigen Versuchsflächen aus Bayern und Rheinland-Pfalz einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Standortbonität und der Steigung der Zuwachsgeraden feststellen (vgl. Abb. 83). Ärmere Standorte zeigten einen flacheren Anstieg, besser nährstoffversorgte Standorte einen steileren Anstieg. Wichmann (2001) stellte bei einem Sitka-Fichten Bestand fest, dass in Jahren mit besserer Wasserversorgung große Individuen im Vergleich zu kleinen Individuen einen deutlicheren Zuwachsvorteil aufwiesen als in Jahren mit schlechterer

Wasserversorgung. Auch in diesem Beispiel wird deutlich, dass vorherrschende Individuen ihren Lichtvorteil besser ausnutzen können, je besser die Standortbedingungen sind.

Für die Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit bedeutet dies, dass auf den Kontrollparzellen kleinere Individuen verglichen mit größeren weniger stark benachteiligt sind, da dort eine stärkere Zuwachslimitierung durch die zur Verfügung stehenden Nährstoffe herrscht. Da auf allen Versuchsflächen die Gruppe hohe Kalkung die stärkste Verschiebung aufweist, ist daraus zu schließen, dass der Nährstoff-Bedarf bei der Gruppe geringe Kalkung nicht im gleichen Ausmaß gedeckt ist. Dazu passen die Ergebnisse der ertragskundlichen Auswertungen von Kalkungsversuchen von Seibt & Wittich (1977, S. 41), die auf gekalkten Flächen eine stärkere Abnahme der Stammzahl aufgrund geförderter Kronenentwicklung zeigen. Gleiches zeigt sich bei dem von Spellmann & Meiwes (1995) untersuchten Buchenvoranbau. Auf den gekalkten Parzellen liefen Differenzierungsprozesse mit höherer Geschwindigkeit ab, sodass nach 50 Jahren eine geringere Baumzahl auf den gekalkten Parzellen verglichen mit der Kontrolle vorhanden war. Trotzdem weisen diese Parzellen höhere Biomassevorräte sowie eine Zunahme des Durchmesserwachstums und der Oberhöhe mit steigender Kalkdosis auf. Die verbesserten Standortbedingungen durch die Kalkung dürfen allerdings, wie bereits erwähnt, nicht allein in der Zufuhr von Mg und Ca verstanden werden. Sie werden auch durch die gesteigerte biologische Aktivität durch das Abmildern negativer Wuchsbedingungen, wie Al-Toxizität und hohe Mn-Aufnahme, repräsentiert.

Allerdings zeigen sich teils deutliche Unterschiede in der Ausgangssituation zu Versuchsbeginn, die zwar bei der Betrachtung einzelner Parzellen noch stärker in den Vordergrund treten würden, jedoch auch durch das Zusammenfassen in die drei Gruppen (Kontrolle, geringe Kalkung, hohe Kalkung) nicht komplett ausgeglichen werden. Dabei dürfte vor allem die heterogene Grundfläche in IO (Tab. 43) und der unterschiedliche Buchenanteil in HS (Tab. 44) eine Rolle spielen. Zudem wurde auf den Varianten 3, 7 und 8 neben der Kalkung zusätzliche Nährstoffe gedüngt (Tab. 1), von denen vor allem noch die P-Düngung eine Wirkung in Form erhöhter Konzentrationen in verschiedenen Kompartimenten der Biomasse zeigt (Abb. 62, Tab. 29). Eine getrennte Betrachtung der Zuwachsgeraden von Kontrolle, gekalkten Varianten ohne zusätzliche Dünung (1, 6) und Varianten mit zusätzlicher P-Düngung (3, 8) brachte kein einheitliches Bild (Daten nicht gezeigt). In IO wies die Gruppe mit P-Düngung, in AD und HS die Gruppe ohne P-Düngung die höchste Steigung auf, sodass wie bei der Betrachtung der Biomasse- und Volumenzuwächse nicht von einem starken, die Wirkung der Kalkung überlagernden Effekt auszugehen ist.

Da sich auf allen drei Versuchsflächen die gleiche Reihung der Steigung zeigt (Tab. 45, Tab. 46) ist trotz der nicht immer gleichen Ausgangsbedingungen von einer Wirkung der Kalkung auf die Verteilung des Bestandeszuwachses auf die Individuen auszugehen, indem die Konkurrenz um Nährstoffe abgeschwächt wird und die Konkurrenz um Raum, Licht und Wasser stärker in den Vordergrund tritt.

5.5 Auswirkung der Kalkung auf den Stickstoffhaushalt

Durch die Kalkung und die unterschiedliche Kalkungsmenge findet eine Beeinflussung des N-Haushalts statt (vgl. Werner 1995; Ladanai et al. 2007). Anzeichen dafür finden sich auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit sowohl in den N- bzw. den NH_4^+ - und NO_3^- -Konzentrationen und -Frachten im Sickerwasser als auch in den N-Gehalten der Biomassekompartimente. Insbesondere die beiden Fichtenbestände AD und IO zeigen unterschiedliche Reaktionen nach der Kalkung, auf die im Folgenden eingegangen wird.

5.5.1 Stickstoff-Form

In welcher Form der Stickstoff den Pflanzen zur Verfügung steht, hängt unter anderem von der Temperatur, der Bodenfeuchte, der Nährstoff- und insbesondere P-Versorgung, dem C/N-Verhältnis, dem pH-Wert ab sowie dem Vorkommen bestimmter Mikroorganismenpopulationen ab und ist aufgrund dieser komplexen Zusammenhänge nur mit großen Unsicherheiten vorherzusagen (Robertson 1982; Ste-Marie & Paré 1999; Zeller et al. 2007; Högberg et al. 2013). Bei der Untersuchung von Wäldern auf basenarmen Böden in Nordwestdeutschland fand Kriebitzsch (1978) geringe Nitratgehalte in Böden mit schlechter Basen- und P-Versorgung. Der pH-Wert allein hingegen reichte für die untersuchten Bestände nicht aus, um über die Form des N-Angebots Aussagen zu treffen, sodass auch auf sauren Standorten ein Großteil des N als NO_3^- angeboten werden kann (Kriebitzsch 1978). Zwar findet unter einem pH-Wert von 4 keine Nitrifikation durch *Nitrosomonas* und *Nitrobacter* mehr statt (Mengel 1991, S. 303), jedoch sind Pilze in der Lage in sauren Waldböden die Ammonifikation und Nitrifikation zu übernehmen (Beese 1986, S. 253; Ellenberg et al. 1986, S. 290). Die Kalkung führt nicht zwangsläufig zu einem Anstieg der Netto-N-Mineralisation, jedoch zumeist zu einer Zunahme des Nitrifikationsgrades (Ibrom & Runge 1989; Marschner 1995) infolge einer Begünstigung von nitrifizierender Bakterien (Wolters et al. 1995; Persson & Wirén 1995). Auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit zeigen sich vor allem im Wasser der Streulysimeter auf den Kalkungsvarianten mit hoher Dosierung geringere NH_4^+ -Konzentrationen bei gleichzeitig höheren NO_3^- -Konzentrationen verglichen mit der Kontrolle (Abb. 40), was ein Hinweis auf den Anstieg des Nitrifikationsgrades ist. Da jedoch bei der Installation der Streulysimeter kein Wurzelausschluss in der Auflage oberhalb des Sammeltrichters stattfand, lässt sich anhand der Daten keine Aussage über die Ammonifikationsleistung treffen.

Das weite C/N-Verhältnis im Oberboden und der Humusaufgabe der Versuchsflächen AD, IO und HS (Tab. 69) deuten darauf hin, dass auf diesen Flächen der Streuabbau gehemmt ist (vgl. Meiwes et al.

1986) und hauptsächlich von Pilzen übernommen wird. Auch wenn nach der Kalkung keine signifikanten Unterschiede im C/N-Verhältnis zwischen den Varianten auftreten, zeigen die N-Frachten im Sickerwasser der Tiefenstufe 0 und 10 cm einen deutlichen Anstieg von NO_3^- nach der Kalkung und bei den Varianten 7 und 8 ein Absinken von NH_4^+ (Abb. 39, Abb. 55).

Tabelle 69

Mittelwert und Standardabweichung des C/N Verhältnisses der drei Versuchsflächen. Die genaue Bezeichnung und Tiefe der beprobten Mineralbodenhorizonte sind der Tabelle 3 zu entnehmen. Der Übergangshorizont Ah-Oh wurde in AD und IO nur für einige Varianten beprobt.

Horizont	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Of, Oh	24,8 ± 0,8	26,1 ± 2,4	28,4 ± 2,5
Ah-Oh	23,0 ± 1,9 (nur bei Var. 8)	21,6 ± 2,1 (nur bei Var. 6, 8)	27,1 ± 2,2
A-Horizont	23,0 ± 2,2	21,5 ± 1,9	25,4 ± 4,3

5.5.2 Stickstoff-Ernährung mit Schwerpunkt Fichte

Die im Vergleich zu allen anderen Varianten niedrigeren N-Konzentrationen der Nadeln der Variante 8 aller Flächen, sowohl bei der Nadelprobenahme 2011, bei der Probenahme für die Biomasse-Kompartimente als auch in den Streufallproben (Abb. 61, Tab. 28), deuten auf eine Veränderung in der N-Ernährung hin. Pflanzen sind in der Lage Stickstoff in Form von Aminosäuren und in mineralischer Form als NH_4^+ und NO_3^- aufzunehmen und zu verwerten (Larcher 2001, S. 182), wobei die NH_4^+ -Ernährung energetisch günstiger ist (Gutschick 1981). Neben dem Angebot der jeweiligen N-Form, ist auch die artspezifische Präferenz ein wichtiger Einflussfaktor (Kronzucker et al. 1996). Je nach Art und eventuell auch Genotyp kann die bevorzugte N-Form stark variieren, was schon früh für landwirtschaftliche Kulturarten untersucht wurde (vgl. Evers 1964). Evers (1964) zeigte zudem in Topfkulturversuchen deutlich, dass für die jeweilige Art auch der pH-Wert des Nährsubstrates und das Angebot anderer Nährstoffe, insbesondere von Ca, bedeutsam für die Präferenz der N-Form sind. Die Fichte zeigte, wie die meisten untersuchten Arten, bei einer gemischten Ernährung aus Ammonium und Nitrat die höchste Wachstumsleistung, wohingegen eine reine Ammonium-Ernährung zu einer deutlichen Reduktion des Zuwachses führte. Evers (1964) führt dies auf ein Ungleichgewicht im Kationen-Anionen-Haushalt der Pflanze zurück und bezieht sich auf die Arbeit von Wit et al. (1963). Diese ziehen aus ihren Experimenten den Schluss, dass Pflanzen versuchen stets eine spezifische Konzentration organischer Anionen im Blattinnern aufrecht zu erhalten und mit starken Wachstumseinbußen reagieren, wenn dies, z.B. bei reiner N-Ernährung in Form von NH_4^+ , nicht möglich ist.

Marschner et al. (1991) kommen in Topfkulturversuchen zu dem Schluss, dass Fichte und Kiefer bevorzugt N in Form NH_4^+ aufnehmen und erst bei niedrigem NH_4^+ -Angebot den N-Bedarf durch zusätzliche NO_3^- -Aufnahme decken. Auch Buchmann et al. (1995) stellten eine 2 bis 4-fach erhöhte NH_4^+ -Aufnahme gegenüber NO_3^- bei *Picea abies* fest. Bei Messungen der Nitratreduktase-Aktivität,

ein Indikator für den Grad der Nitratverwertbarkeit (Larcher 2001, S. 183), stellten Brunner et al. (2000) einen Anstieg der Nitratreduktaseaktivität von Fichtenwurzeln bei NO_3^- -Gabe fest. Eine Mykorrhizierung der Wurzeln führte zudem zu einer Reduktion der Nitratreduktase-Aktivität, was als eine Unterstützung der NO_3^- -Assimilation durch die Mykorrhiza oder als eine Erschließung von Aminosäuren als weitere N-Quelle (Schulze et al. 2005, S. 331) interpretiert wird. Dies zeigt, dass Ergebnisse von Topfkulturversuchen zur Präferenz der N-Form nicht ohne Weiteres auf Freilandversuchsflächen übertragen werden können und eine Abschätzung des NO_3^- bzw. NH_4^+ -Anteils an der N-Ernährung erschwert ist, da dabei die N-Versorgung über die Mykorrhiza außer Acht gelassen wird. Allerdings konnten Gessler et al. (1998) bei einem Freilandexperiment in einem 88-jährigen Fichten- und 95-jährigen Buchenbestand keine nennenswerte Nitrataufnahme, sondern ebenfalls eine Präferenz für NH_4^+ feststellen. Zudem war in einem Laborversuch die Nitrataufnahme bei Temperaturen unterhalb von 15 °C auf 11 - 16 % der max. Aufnahme gehemmt (Gessler et al. 1998). Die Aufnahme von Ammonium hingegen nahm zwischen 5 und 15 °C zu und erreichte früher das Maximum. Auf den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsflächen übersteigt die Bodentemperatur nur an wenigen Tagen im Jahr 15 °C (Tab. 71), sodass von einer Hemmung der Nitrataufnahme auszugehen ist.

Für den Aufbau der Nitratreduktase wird von Pflanzen Molybdän (Mo) benötigt (Sitte et al. 1991, S. 348), wodurch die Mo-Versorgung somit direkten Einfluss auf das Nitratausnutzungsvermögen hat. Da bei niedrigem pH-Wert die Mo-Adsorption in Böden zunimmt (Lang & Kaupenjohann 1998), ist die Wahrscheinlichkeit für einen Mo-Mangel auf sauren Standorten erhöht (Mengel 1991, S. 376). Insbesondere für saure Böden kann die Verfügbarkeit von Mo durch ein Anheben des pH-Werts mittels Kalkung erhöht werden (Mortvedt 1981; Marschner 2012). Bei vorangegangenen Untersuchungen auf den Versuchsflächen AD, IO und HS fanden Lang & Kaupenjohann (1998) bei Nadelanalysen geringere Mo-Gehalte in den Nadeln der Kontrolle als in den Nadeln der mit 15 t Dolomit ha^{-1} behandelten Variante 8 (Abb. 119) und führten dies auf die verbesserte, mittels Ionenaustauscherharz gemessene Mo-Verfügbarkeit nach Kalkung zurück. Da aber im Sickerwasser der Streulysimeter sowohl die NH_4^+ -Konzentrationen sinken als auch die NO_3^- -Konzentrationen steigen (Abb. 40, Abb. 55), können die höheren Mo-Gehalte der Nadeln auf den gekalkten Varianten auch auf eine verstärkte Bildung von Nitratreduktase aufgrund einer gesteigerten NO_3^- -Aufnahme zurückzuführen sein. Dafür sprechen auch die niedrigeren Mo-Gehalte der Nadeln in Kombination mit höheren NH_4^+ -Konzentrationen im Streulysimeterwasser der Variante 8 in AD verglichen mit der Variante 8 in IO.

Die höhere Biomasseproduktion der Kalkungsvarianten spricht für eine Verdünnung des aufgenommenen N, wodurch die niedrigen N-Konzentrationen der Nadeln bedingt sein könnten. Anhand des 100-Nadelgewichtes der 2011 beprobten Nadeln lässt sich jedoch nicht auf einen Verdünnungseffekt schließen, da die Unterschiede zwischen den Varianten auf keiner der Versuchsflächen weder für den ersten noch für den dritten Nadeljahrgang signifikant sind (Tab. 70).

Abbildung 119

Mo-Konzentrationen der c+0 Nadeln der Kontrolle und der Variante 8 der Jahre 1995 und 1996. Verändert nach Lang & Kaupenjohann (1998).

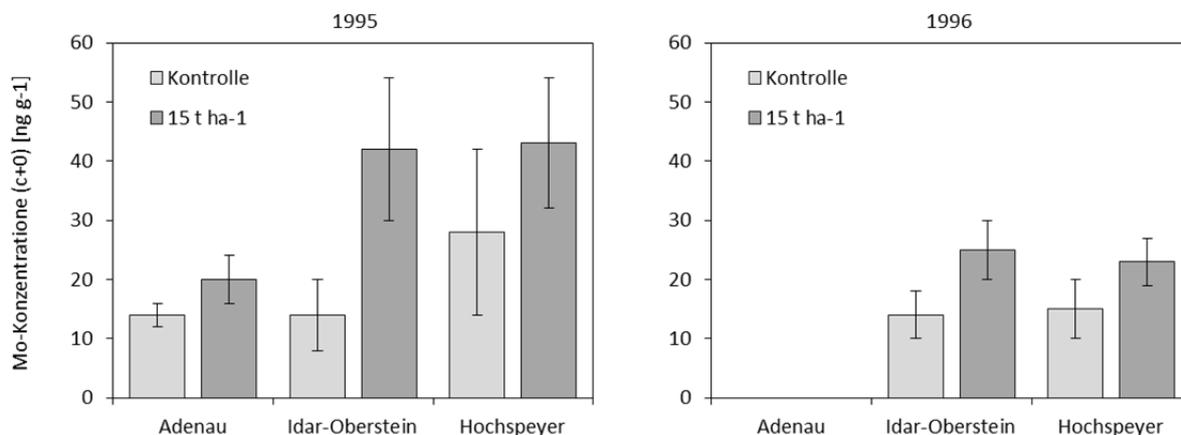


Tabelle 70

Mittelwert und Standardabweichung des 100 Nadelgewicht [g] der 2011 gewonnenen Nadelproben (n = 12) für die drei Versuchsflächen und für den ersten und dritten Nadeljahrgang. Die Unterschiede zwischen den Varianten sind auf keiner der Versuchsflächen weder für den ersten, noch für den dritten Nadeljahrgang signifikant.

Jahrgang	Variante	Adenau (Fichte)	Idar-Oberstein (Fichte)	Hochspeyer (Kiefer)
		100-Nadelgewicht [g]	100-Nadelgewicht [g]	100-Nadelgewicht [g]
1	0	0,46 ± 0,08	0,53 ± 0,09	1,48 ± 0,41
1	1	0,43 ± 0,12	0,48 ± 0,10	1,37 ± 0,30
1	3	0,53 ± 0,12	0,56 ± 0,11	1,58 ± 0,52
1	6	0,49 ± 0,09	0,51 ± 0,12	1,38 ± 0,41
1	7	0,46 ± 0,09	0,53 ± 0,09	1,57 ± 0,28
1	8	0,51 ± 0,05	0,53 ± 0,10	1,75 ± 0,52
3	0	0,54 ± 0,12	0,61 ± 0,10	
3	1	0,49 ± 0,13	0,49 ± 0,11	
3	3	0,56 ± 0,11	0,62 ± 0,17	
3	6	0,52 ± 0,12	0,54 ± 0,15	
3	7	0,55 ± 0,10	0,54 ± 0,09	
3	8	0,58 ± 0,06	0,59 ± 0,12	

So wäre auch eine reduzierte N-Versorgung denkbar, die durch ein geringeres Angebot an NH₄⁺ in der Bodenlösung hervorgerufen wird. Zwar steigt das NO₃⁻-Angebot, was jedoch allem Anschein nach nicht vom Bestand im gleichen Maße genutzt werden kann. Die größere Differenz zwischen den Konzentrationen des ersten und dritten Nadel-Jahrgangs auf der Variante 8 verglichen mit den anderen Varianten deutet auf eine Verlagerung von N aus älteren in jüngere Nadeln hin (Abb. 61). Ob dies auf eine unzureichende Nitratreduktaseaktivität, ein Ungleichgewicht im Kationen-Anionen-Haushalt

(vgl. de Wit et al. 1963), einer gehemmten NO_3^- -Aufnahme oder eine artspezifisch niedrige Nitratreduktase-Aktivität (vgl. Larcher 2001, S. 183) zurückzuführen ist, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden und bedarf einer eingehenderen Untersuchung des N-Haushalts der Versuchsfläche, beispielweise anhand von Düngeversuchen mit stabilen Isotopen (vgl. Hobbie et al. 2000; Zeller et al. 2007). Die deutlich höheren N-Konzentrationen der Buchenblätter auf den Varianten mit hoher Kalkdosis in IO stützt die Annahme, dass die sinkenden N-Konzentrationen in den Fichtennadeln eine artspezifische Reaktion auf die Kalkung darstellt.

Tabelle 71

Anzahl der Tage pro Jahr mit einer gemessenen (fett) oder modellierten (kursiv) Bodentemperatur größer 15 °C für die Bodentiefen 5 und 10 cm der drei Versuchsflächen.

Tiefe Versuchsfläche	5 cm			10 cm		
	AD	IO	HS	AD	IO	HS
1989	<i>0</i>	<i>15</i>	<i>34</i>	<i>0</i>	<i>11</i>	<i>29</i>
1990	<i>2</i>	<i>26</i>	<i>32</i>	<i>2</i>	<i>24</i>	<i>29</i>
1991	<i>8</i>	<i>12</i>	<i>50</i>	<i>4</i>	<i>3</i>	<i>46</i>
1992	<i>25</i>	<i>13</i>	<i>36</i>	<i>21</i>	<i>7</i>	<i>34</i>
1993	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>5</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>4</i>
1994	<i>33</i>	<i>31</i>	<i>50</i>	<i>30</i>	<i>26</i>	<i>48</i>
1995	<i>32</i>	<i>13</i>	<i>54</i>	<i>18</i>	<i>5</i>	<i>52</i>
1996	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>6</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>5</i>
1997	21	6	19	15	5	19
1998	12	5	10	8	0	10
1999	16	0	42	11	0	36
2000	1	0	9	0	0	8
2001	7	0	25	5	0	24
2002	10	0	24	2	0	21
2003	27	19	54	23	17	47
2004	10	0	19	7	0	17
2005	12	0	25	6	0	17
2006	<i>26</i>	<i>15</i>	<i>27</i>	<i>21</i>	<i>12</i>	<i>25</i>
2007	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>6</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>
2008	<i>0</i>	<i>7</i>	<i>29</i>	<i>0</i>	<i>3</i>	<i>22</i>
2009	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>78</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>71</i>
2010	<i>17</i>	<i>7</i>	<i>70</i>	<i>14</i>	<i>4</i>	<i>65</i>
2011	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>29</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>27</i>
2012	5	4	20	4	3	16
Mittelwert ± Standardabw.	11,2 ± 11,0	7,4 ± 8,8	31,4 ± 19,9	8,0 ± 9,0	5,0 ± 7,7	28,0 ± 18,8

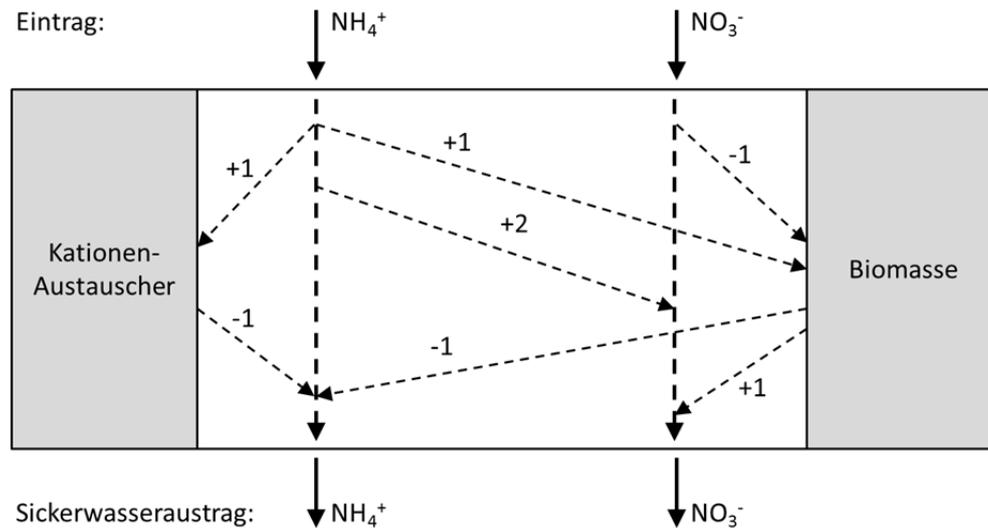
Bei der Variante 8 in IO wurden neben den niedrigeren N-Gehalten in den Nadeln erhöhte N-Konzentrationen im Holz der beprobten Fichten gemessen (Tab. 28). Möglicherweise ist dies durch Veränderungen in der Holzstruktur bedingt. So fanden Anttonen et al. (2002) bei einem N-Düngeversuch erhöhte N-Konzentrationen im Holz und führten dies auf eine höhere Anzahl lebender Holzparenchym-Zellen zurück. Feng (2010) berichtet, dass in einem Fichtenbestand ein größerer Teil des als $^{15}\text{NO}_3^-$ ausgebrachten N im Holz gespeichert wurde, als dies bei der Ausbringung von $^{15}\text{NH}_4^+$ der Fall war. Unter Bedingungen mit reduzierter N-Deposition zeigte sich hingegen kein Unterschied zwischen den N-Formen, was für die Fichte ebenfalls auf eine Bevorzugung der NH_4^+ - gegenüber der NO_3^- -Ernährung schließen lässt. Die ausbleibende Reaktion der N-Gehalte im Holz in AD wird womöglich durch einen höheren Anteil an NH_4^+ an der N-Ernährung bedingt. Zwar sinken die NH_4^+ -Konzentrationen im Sickerwasser wie in IO auf den gekalkten Parzellen ab, jedoch liegen diese weiterhin auf einem höheren Niveau (Abb. 40), sodass eine nicht oder nur unwesentlich beeinträchtigte NH_4^+ -Aufnahme durch den Bestand anzunehmen ist. Diesen Schluss lassen auch die im Vergleich zu IO nur leicht angestiegenen Mo-Konzentrationen der Nadeln in AD zu. Denkbare wären auch Unterschiede im Fichten-Genotyp zwischen den Beständen in AD und IO (vgl. Evers 1973), wodurch der Anteil lebender Holzparenchym-Zellen bei den Individuen in IO zunimmt. Diese könnten bei einer Verbesserung der N-Versorgung auf den gekalkten Varianten (vgl. Werner 1995) höhere N-Konzentrationen aufweisen.

Ein hohes Angebot von NH_4^+ bewirkt zwar einerseits eine Festlegung von N am Kationenaustauscher und schützt vor Auswaschung, bedeutet jedoch andererseits eine verstärkte Protonenproduktion beim Austausch und bei der Aufnahme in den Bestand (Abb. 120). Im Gegensatz dazu wirkt eine NO_3^- -Aufnahme in die Biomasse puffernd, jedoch wird NO_3^- als Anion nur in geringen Mengen im Boden gespeichert und leicht ausgewaschen (Schulze et al. 2005, S. 443). Dies führt bei einem NO_3^- -Angebot, welches den N-Bedarf der Vegetation und der Mikroorganismen übersteigt, zu einem Verlust von Kationen. Durch die Passage des Ökosystems ohne Umwandlung entsteht weder bei NH_4^+ noch bei NO_3^- eine Säurebelastung. Wird Biomasse exportiert, entfällt der bei der Mineralisation der Biomasse stattfindende Protonenverbrauch.

Die Kalkung führt durch die Anregung der Nitrifikanten zu einer Zunahme des Nitrifikationsgrades (Marschner 1995) und steigert dadurch die Säurebelastung, was sich in der Berechnung nach Ulrich (1991, 1994) insbesondere in AD auf den Kalkungsvarianten zeigt (Tab. 59). Wie bedeutend die N-Form für die Säurebelastung durch die N-Aufnahme ist, zeigt sich auf den Kalkungsvarianten in IO. Durch die hohe Festlegung von N (Abb. 95) kann dies zu einer, verglichen mit AD und HS, hohen Säurebelastung bei einem hohen Anteil von NH_4^+ führen (Tab. 52, Tab. 53, Tab. 54, Abb. 114). Würde hingegen ausschließlich NO_3^- aufgenommen, führt dies zu einer Protonenverbrauch, der selbst die Aufnahme der gesamten Nährstoff-Kationen kompensieren würde.

Abbildung 120

Auswirkung der N Form und der am N Kreislauf im Ökosystem beteiligten Prozesse auf die Protonenproduktion (+) und -Konsumption (-) pro NH_4^+ oder NO_3^- (verändert nach van Breemen et al. 1983).



5.5.3 Stickstoff-Bilanz

Bei allen drei Flächen ist nach Wright et al. (1995) mit einer N-Deposition über $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ eine Entwicklung des Ökosystems hin zur N-Sättigung zu erwarten. Unter N-Sättigung wird hinsichtlich der N-Bilanz der Verlust der Speicherfähigkeit von N-Einträge in den Kompartimenten des Ökosystems verstanden und führt zu einem Anstieg der N-Verluste mit dem Sickerwasser. NH_4^+ kann als Kation gut am Austauscher gespeichert werden und ist im Boden weitestgehend immobil (Robertson 1982). NO_3^- ist als Anion hingegen im Boden mobil und wird, so lange keine Aufnahme oder Umwandlung erfolgt, leicht ausgewaschen (Venterea et al. 2004). Durch die Verlagerung von NO_3^- kann ebenfalls eine äquivalente Menge an Kationen mit dem Sickerwasser das Ökosystem verlassen, was einen Verlust an SNK und damit eine Versauerung bedeutet.

Die Varianten 6, 7 und 8 in AD und IO weisen auf allen Parzellen höhere Nitratausträge als die Kontrolle auf, was darauf hinweist, dass das zusätzlich frei werdende N durch den gesteigerten Abbau organischer Substanz (vgl. Nilsson et al. 2001) nicht mehr oder nur teilweise im Ökosystem gespeichert werden kann und somit in größeren Mengen in die Tiefe verlagert wird. Generell verlieren Standorte mit einer aktiven Population an Nitrifikanten mehr N in Form von NO_3^- (Robertson 1982). Bei den Varianten 1 und 3 mit der Dosierung von 3 t ha^{-1} ist die Verlagerung von NO_3^- verglichen mit der Kontrolle nur teilweise höher und wenn, dann in geringerem Ausmaß als bei den höher dosierten Varianten.

In HS hingegen sind die NO_3^- -Austräge verglichen mit AD und IO sehr gering, jedoch wird insbesondere hier deutlich, dass in kurzer Zeit große Mengen von NO_3^- das Ökosystem verlassen können, wie dies auf der Parzelle 8-2 der Fall ist (Abb. 57). Auf den Parzellen 3-1 in IO und 6-2 in AD

zeigt sich ebenfalls eine kurzfristige Erhöhung der NO_3^- -Austräge (Abb. 57). Innerhalb von 5 Jahren wird auf den genannten Parzellen in IO und HS deutlich mehr NO_3^- verlagert, als in den restlichen 19 Jahren des Beobachtungszeitraums. Dieser hohe Anionen-Austrag sorgt folglich für einen hohen Magnesium- und Calciumverlust sowie für eine Versauerung. Diese periodisch auftretenden N-Verlagerungen auf den gekalkten Parzellen können bei kurzfristiger angelegten Untersuchungen ein dramatisches Bild vermitteln, was so nicht auf längere Zeiträume übertragbar ist. Da auf den Parzellen der Kontrolle ein solcher sprunghafter Anstieg nicht zu beobachten ist, deutet dies auf ein geringeres Risiko für sprunghaft auftretenden N-Austräge ohne Kalkung hin. Allerdings sind hohe N-Austräge durch Störungen auch ohne eine vorangegangene Kalkung möglich, wie Block & Schröck (2001) an einer mit einem Traubeneichenaltholz bestockten Level-II-Fläche auf Sanden des Mittleren Buntsandsteins im Pfälzerwald (ähnliche Standortverhältnisse wie HS) nach langjährig niedrigen Nitratausträgen in Zusammenhang mit dem Absterben einzelner Bäume nach *Agribus*-befall beobachten konnten. Der Nitrataustrag war dabei auf dem nicht gekalkten Untersuchungsareal deutlich höher als auf dem Jahrzehnt zuvor mit 6 t Dolomit ha^{-1} gekalkten Areal.

In AD, der Fläche mit der höchsten N-Deposition, hat der durchschnittliche N-Austrag im Beobachtungszeitraum von 12,3 (Kontrolle) bis 24,4 (Variante 8) $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ den Eintrag durch die Deposition von 35,4 $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ noch nicht erreicht. Auch wenn gasförmige N-Verluste mit Literaturwerte von $< 1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Schulte-Bisping 2003; Corre & Brumme 2007; Eickenscheidt & Brumme 2012) in die Bilanzierung mit aufgenommen werden würden, findet auf allen Versuchsflächen eine deutliche N-Anreicherung im Ökosystem statt (vgl. Abb. 103). Nach der Kalkung tritt eine Verschärfung des ohnehin gespannten Zustands ein.

Ein Anstieg der NO_3^- -Konzentration in Folge der Kalkung ist auf nahezu allen Kalkungsversuchen zu beobachten, jedoch mit deutlichen Unterschieden in Dauer und Intensität (Marschner 1995). Huber et al. (2006) berichten von steigender Nitratauswaschung nach Kalkung bei einem Fichtenbestand, welcher bereits vor der Kalkung hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aufwies. Diese haben jedoch nach 20 Jahren wieder das Niveau der Kontrollfläche erreicht. Lehnardt (1998) findet ebenfalls höhere NO_3^- -Konzentrationen auf drei von vier Versuchsflächen und Matzner (1985b) auf zwei Beständen im Solling, was dieser aber zum Teil auf eine zuvor stattgefundene N-Düngung zurückführt.

In IO und HS übersteigt die Festlegung in der Biomasse den Austrag mit dem Sickerwasser und liefert somit einen bedeutenden Beitrag zum Rückhalt des N im Ökosystem (Tab. 84). Verglichen mit den anderen Versuchsflächen weist HS zwar die niedrigste N-Festlegung auf, jedoch sind die Austräge mit dem Sickerwasser ebenfalls deutlich geringer. In IO werden auf den gekalkten Parzellen beträchtliche Mengen an N im Derbholz gebunden, was zum einen auf den höheren Zuwachs, zum anderen durch die mit der Kalkdosis steigenden N-Konzentrationen im Holz zurückzuführen ist.

Werden alle Bilanzgrößen zusammen betrachtet zeigen sich vor allem in AD negative Auswirkungen der Kalkung durch die erhöhten N-Austräge mit dem Sickerwasser. Im Beobachtungszeitraum werden auf der Kontrolle noch ca. 75 % des mit der atmosphärischen Deposition eingetragenen N im Ökosystem gespeichert (Tab. 72). Auf den Parzellen mit geringer Kalkung geht dieser Anteil auf 55 % und auf den Parzellen mit hoher Kalkung auf 46 % zurück. Auf den Parzellen 6-2 und 7-1, die einen hohen N-Austrag mit dem Sickerwasser aufweisen, wird hingegen nur ein geringer Teil gespeichert, was das Risiko von Bodenschuttkalkungen auf Standorten mit hohen N-Vorräten und Bilanzen, die auf eine N-Sättigung hindeuten (Tab. 72), verdeutlicht. Auch in IO und HS sind vereinzelt Parzellen mit hohen N-Austrägen vorhanden, die jedoch zumeist zeitlich auf wenige Jahre begrenzt sind. Der eingetragene Stickstoff wird in den überwiegenden Fällen auch auf den gekalkten Varianten in größeren Mengen zurückgehalten, sodass die beiden Versuchsflächen nach Block et al. (2000) als nicht gesättigt bewertet werden und die N-Bilanz aktuell noch zur Säurepufferung beiträgt (Tab. 59).

Ein Verzicht auf die Kalkung auf Standorten nahe der N-Sättigung dürfte jedoch lediglich den Zeitpunkt, an dem größere Mengen N das Ökosystem in Form von NO_3^- verlassen, hinausschieben (vgl. Asche 2001) und erscheint nur sinnvoll, wenn die N-Deposition reduziert werden kann, bevor eine N-Sättigung des Ökosystems eintritt. Ohne Kalkung schreitet insbesondere auf diesen Standorten die Bodenversauerung (vgl. Kontrolle in Adenau in Tab. 58), Destabilisierung der Tonminerale und Al-Austräge mit dem Sickerwasser voran (vgl. Mareschal et al. 2012). Die höheren Nitrat-Austräge mit der Kalkung führen zwar zu einem Anstieg der Säurebelastung (Tab. 59), jedoch sinkt auf den Kalkungsvarianten sowohl der absolute als auch der relative Anteil der M_a -Kationen an den Pufferreaktionen (Tab. 60). Dies hat zur Folge, dass Nitrat nach der Kalkung hauptsächlich von Mg und nicht von Al begleitet wird, was die negativen Folgen auf das oberflächennahen Grundwassers und die Quellbereiche reduziert (vgl. Keitel 2014).

Ein Verzicht auf die Kalkung bedeutet ein schnelleres Fortschreiten der N-Eutrophierung des Ökosystems, da die NO_3^- -Mobilisierung ausbleibt und damit größeren Mengen N im Ökosystem aufgespeichert werden (vgl. Asche 2001). In diesem Zusammenhang finden Versuche statt, ob der zunehmenden N-Sättigung des Ökosystems mit einer Steigerung der Nutzungsintensität und damit auch einer Steigerung des N-Austrags mit der entzogenen Biomasse entgegengewirkt werden kann, um einer Verlagerung von N in Richtung Grundwasser vorzubeugen (Asche et al. 2007). Die Kalkung dient in diesem Zusammenhang als Instrument um das mit dem Export der Biomasse ebenfalls entzogene Mg und Ca wieder zurückzuführen und die Säurebelastung zu kompensieren. Da neben N, Mg und Ca durch diese Behandlung dem Ökosystem auch andere Nährstoffe entzogen werden, müssten diese ebenfalls, beispielsweise durch ein Dolomit-Holzaschegemisch, zurückgeführt werden. Dabei ist zu bedenken, dass ohne diese intensive Nutzung ebenfalls Nährstoffkationen das Ökosystem verlassen würden, und zwar wenn diese zusammen mit Nitrat ausgewaschen werden. Der Austrag von N ist stets, sowohl mit dem Sickerwasser als auch durch den Export mit der Biomasse, mit einem

Nährstoffverlust gekoppelt. Lediglich auf gasförmige N-Verluste trifft dies nicht zu, welche jedoch die Atmosphäre belasten (vgl. Eickenscheidt & Brumme 2013).

Tabelle 71

Mittelwert der N Deposition und der N Speicherung (N Speicherung = N Deposition - N Austrag mit dem Sickerwasser) im Ökosystem im Beobachtungszeitraum. In IO wurde die Parzelle 3-1 mit Windwurf, in AD die Parzelle 6-2 und 7-1 und in HS die Parzelle 8-2 nicht in Berechnung der Werte mit aufgenommen (vgl. Abb. 57). Diese können als ungünstigste Fälle angesehen werden und sind in der Zeile „Sonderfall“ getrennt aufgeführt. Die N Sättigung des Ökosystems, also der Verlust der Speicherfähigkeit von N Einträge in den Kompartimenten des Ökosystems, wurde anhand der Kennwerte aus Block et al. (2000) bewertet, wobei 0 für keine Sättigung (N Verlust < 5 kg ha⁻¹ a⁻¹, N Eintrag < 25 kg ha⁻¹ a⁻¹, N Verlust ≤ N Eintrag), + für eine Sättigung auf niedrigem (N Verlust 5 - 15 kg ha⁻¹ a⁻¹, N Eintrag 5 - 35 kg ha⁻¹ a⁻¹, N Verlust ≤ N Eintrag) und ++ für eine Sättigung auf hohem Niveau (N Verlust > 15 kg ha⁻¹ a⁻¹, N Eintrag > 15 kg ha⁻¹ a⁻¹, N Verlust ≤ N Eintrag) steht.

	Adenau			Idar-Oberstein			Hochspeyer		
N-Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	35,4			24,7			20,4		
	N-Speicherung [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil an der Depo.	Sättigung	N-Speicherung [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil an der Depo.	Sättigung	N-Speicherung [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Anteil an der Depo.	Sättigung
Kontrolle	26,6	75 %	+	22,4	91 %	0	19,5	96 %	0
Geringe Kalkung	19,6	55 %	++	20,8	84 %	0	19,1	94 %	0
Hohe Kalkung	16,1	46 %	++	20,3	82 %	0	18,7	92 %	0
Sonderfall	4,6	13 %	++	15,2	62 %	+	15,7	77 %	+

5.6 Auswirkung der Kalkung mit und ohne zusätzliche Phosphor-Düngung auf den Phosphorhaushalt

5.6.1 Phosphor-Verfügbarkeit

Verschiedene Arbeiten berichten von einer Veränderung im P-Haushalt der Waldökosysteme bzw. von einer verschlechterten P-Versorgung von Wäldern in Deutschland und der Schweiz (Harrison et al. 1999; Khanna et al. 2007; Wolff & Riek 2007; Flückiger et al. 2011; Jonard et al. 2014), was unter anderem mit der erhöhten N-Deposition (Binkley & Högberg 1997; Corbin et al. 2003; Braun et al. 2010; Marklein & Houlton 2012; Peñuelas et al. 2013) und der Versauerung (Niederberger 2014) in Verbindung gebracht wird. Die Kalkung führt ebenfalls zu Veränderungen in den Standortbedingungen, sodass eine Beeinflussung des P-Haushaltes nicht auszuschließen ist.

Auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit wird durch die Kalkung der pH-Wert der Humusaufgabe und des oberen Mineralbodens langfristig erhöht (Abb. 20) sowie bei den hoch dosierten Varianten die Mobilisierung von Al reduziert (Abb. 44), wodurch sich Auswirkungen auf die Löslichkeit des gebundenen Phosphates und die P-Aufnahme durch den Bestand ergeben können (Haynes 1982; Curtin & Syers 2001). Je nach vorhandenen P-Mineralen kann dies zu einer Absenkung (Apatit) oder einem Anstieg (Strengit, Variszit) der Löslichkeit führen (Haynes 1982; Leuschner et al. 2006). Ebenso kann eine Erhöhung des pH-Wertes die Stärke der Phosphatadsorption senken (Mengel 1991, S. 25 & 326). Die Auflösung von P-haltigen Mineralen findet über längere Zeiträume statt (Haynes 1982), sodass im Beobachtungszeitraum keine Veränderung der Freisetzung auf Grund der pH-Erhöhung zu erwarten ist. Vielmehr dürfte die P-Bindung oder -Freisetzung durch amorphe Al-, Fe- und Ca-Verbindungen (Leuschner et al. 2006), insbesondere bei gleichzeitiger Kalkung, und die erhöhte Mineralisation der organischen Substanz (vgl. Emmerling & Eisenbeis 1998) eine Rolle spielen.

In frühen Untersuchungen konnte keine Beeinflussung der Löslichkeit von P und der P-Aufnahme des Bestandes durch Kalkung festgestellt werden (Larson 1956; Carey et al. 1980), was auch in neueren Arbeiten bestätigt wird (Huber et al. 2006; Gradowski & Thomas 2008; Weis et al. 2009; Jonard et al. 2010; Guckland et al. 2011; Pabian et al. 2012). Kulhavý et al. (2009) berichten hingegen von höheren P-Konzentrationen in den c+0-Nadeln von Fichten, wobei beide gekalkte Bestände durch Pflanzung und der Kontroll-Bestand mittels Naturverjüngung begründet wurden. Dadurch kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Unterschiede durch kleinräumige Variationen in der P-Versorgung des Standortes oder genetische Unterschiede zwischen den Individuen der Bestände (vgl. Evers 1973) bedingt sind.

Auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit zeigen sowohl die P-Konzentrationen der Nadeln und Blätter (Abb. 62) als auch der Biomassekompartimente (Tab. 29) keine signifikanten Unterschiede zwischen der Kontrolle und den Kalkungsvarianten ohne P-Düngung (Variante 1 und 6 sowie in AD und IO Variante 7). Obwohl sich die Kalkung nicht signifikant auf die P-Konzentrationen in der Biomasse ausgewirkt hat, ist dennoch die in der Biomasse festgelegte P-Menge auf allen Versuchsflächen auf der Kontrolle niedriger als bei den Kalkungsvarianten (Tab. 85). Dies deutet auf eine höhere P-Aufnahme auf den gekalkten Varianten hin, die wegen der Verdünnung durch den Mehrzuwachs sich nicht in den Konzentrationen der Kompartimente widerspiegelt, und unterstreicht die Wichtigkeit einer Vorratsbetrachtung bei der Bewertung. Ob dafür Veränderungen in der P-Bindung eine Rolle spielen, die P-Aufnahme durch die erhöhten Al-Konzentrationen im Wurzelraum der Kontrolle gehemmt ist (Wright 1937; Paré & Bernier 1989), eine niedrigere Feinwurzelmasse (vgl. von Wilpert 2003) oder die langsamer ablaufende Mineralisation der Streu, wie von Dogan (1994), Lenz (1994) und Faß (1995) auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit

untersucht, gegenüber den Kalkungsvarianten die Aufnahme begrenzt, kann anhand der vorliegenden Daten nicht abschließend geklärt werden und bedarf weiterer Untersuchungen.

Die P-Frachten im Sickerwasser der Streulysimeter und aus 10 cm Tiefe deuten weder auf eine Mobilisierung noch auf eine Fixierung von P durch die Kalkung hin (Tab. 85). Selbst die P-Düngung bei den Varianten 3 und 8 macht sich nur teilweise bemerkbar, was auf eine rasche Aufnahme von P entweder in die Biomasse des Bestandes oder auf eine mikrobielle Festlegung hindeutet. Änderungen in der P-Verfügbarkeit lassen sich somit nicht anhand der Konzentrationen im Sickerwasser nachweisen, sondern müssten beispielsweise mittels Austauscherharz oder Filterpapier (vgl. Myers et al. 2005; Sato & Comerford 2006; Kovar & Pierzynski 2009) bestimmt werden.

5.6.2 Wirkung der zusätzlichen Phosphor-Düngung

Die Baumkompartimente (Tab. 29) sowie die Nadeln und Blätter (Abb. 62) auf den Kalkungsvarianten mit zusätzlicher P-Düngung (Variante 3 und 8 sowie in HS Variante 7) zeigen zumeist höhere P-Konzentrationen und einen geringeren Rückgang der P-Konzentrationen vom c+0 zum c+2 Nadeljahrgang als die Kontrolle oder anderen Kalkungsvarianten, wobei diese Unterschiede in AD und HS deutlicher ausfallen als in IO. Verglichen mit der ausgebrachten P-Menge (Tab. 1) wurde jedoch auf allen Versuchsflächen nur ein kleiner Teil in der Biomasse festgelegt (Tab. 85).

Ein gesteigerter Austrag mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe ist auf den Varianten mit P-Düngung nicht zu verzeichnen und konnte auch in anderen P-Düngeversuchen nicht oder nur in geringem Umfang festgestellt werden (Binkley et al. 1999; Nohrstedt 2002). Einzig bei der Parzelle 2 der Varianten 8 und 7 in HS findet in den ersten beiden Jahren nach Versuchsbeginn eine erhöhte P-Verlagerung statt. Da dies auch bei der Variante 6 auftritt, kann dies auch durch den Einbau der Saugkerzen und einer damit einhergehenden Verschleppung von Material aus der Humusaufgabe oder dem oberen Mineralboden bedingt sein. Mit nur 37 kg ha⁻¹ ist die ausgebrachte Menge an P auf der Variante 3 zu gering, um Unterschiede in den Bodenvorräten erwarten zu lassen, da diese Menge deutlich innerhalb der Streuung der Nullparzellen liegt. Der Verbleib der ausgebrachten P-Menge der Variante 8 hingegen, lässt sich in AD und HS durch die erhöhten Vorräte in der Humusaufgabe und dem oberen Mineralboden erklären (Abb. 24).

In IO jedoch gibt es keinen erkennbaren Unterschied in den P-Bodenvorräten zwischen den P-gedüngten Varianten und der Kontrolle. Dieser Befund passt zu den geringeren Unterschieden zwischen den P-Konzentrationen der Biomassekompartimente und im Streufall zwischen den Varianten mit und ohne P-Düngung auf dieser Fläche. Dies bedeutet jedoch, dass das ausgebrachte P entweder über nicht erfasste Wege das Ökosystem verlassen hat, in einer durch den Königswasseraufschluss nicht erfassten Form vorliegt, die gedüngten Parzellen vor Versuchsbeginn niedrigere P-Vorräte als die Kontrolle aufwiesen oder durch eine ungleichmäßige Ausbringung sowohl

die Konzentrationen im Bestand als auch in der Humusauflage und dem Mineralboden beeinflusst wurden.

Da sowohl im Wasser der Streulysimeter als auch im Sickerwasser in 10 cm Tiefe keine höheren P-Konzentrationen als auf den anderen Varianten gemessen wurden, ist eine Auswaschung, die durch die Saugkerzen in 60 cm Tiefe nicht erfasst wurde, unwahrscheinlich. Ebenso ist eine Festlegung in einer beim Königswasseraufschluss nicht berücksichtigten Bindung auszuschließen, da bei einer vollständigen P-Fraktionierung im Jahr 2012 keine erhöhten Konzentrationen im Oberboden der Variante 8 festgestellt werden konnten (Niederberger et al. 2013). Einzig bei den Probenahmen in den Jahren 1995, 1996 und 1998 weist die Variante 8 in IO die höchsten P-Konzentrationen im Ah-Horizont und der Humusauflage auf (Daten nicht gezeigt). Sowohl davor als auch danach sind keine Unterschiede zur Kontrolle festzustellen, was auf eine ungleichmäßige Ausbringung hindeutet. Alternativ könnte die in der unterirdischen Biomasse gebundene P-Menge unterschätzt sein, wobei die 1995 durchgeführten Feinwurzel-Analysen aber keinen Hinweis darauf geben (Tab. 73).

Tabelle 73

Mittelwert und Standardabweichung (n schwankend von 3 bis 15) der P-Konzentrationen [mg kg^{-1}] der 1995 in IO gewonnen Feinwurzeln ($\varnothing < 2 \text{ mm}$). Dabei wurde zwischen mykorrhizierten und nicht mykorrhizierten Proben der Humusauflage und den beiden oberen Mineralbodenhorizonten unterschieden.

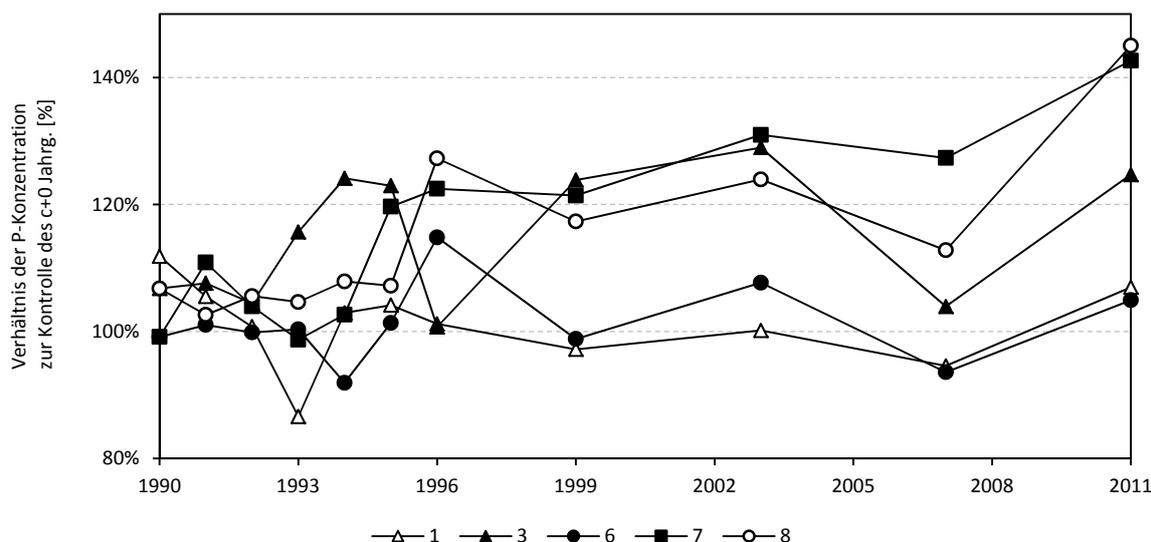
Variante		Humus	Ah	Bv	Mittelwert aller Horizonte
Kontrolle	gesamt	437 ± 144	466 ± 130	474 ± 144	462 ± 138
	nicht mykorrhiziert	286 ± 69	367 ± 109	394 ± 86	362 ± 97
	mykorrhiziert	538 ± 68	554 ± 68	542 ± 151	544 ± 111
Variante 1	gesamt	433 ± 105	422 ± 157	455 ± 206	437 ± 240
	nicht mykorrhiziert	336 ± 49	364 ± 102	311 ± 87	331 ± 163
	mykorrhiziert	520 ± 101	473 ± 114	575 ± 200	536 ± 164
Variante 8	gesamt	421 ± 114	448 ± 101	402 ± 137	416 ± 123
	nicht mykorrhiziert	345 ± 140	359 ± 28	313 ± 110	328 ± 102
	mykorrhiziert	460 ± 87	492 ± 95	475 ± 114	475 ± 100

Die geringere P-Düngung der Variante 3 ist noch am deutlichsten an den P-Konzentrationen der Biomassekompartimente in HS zu erkennen und unterscheidet sich teils signifikant von der Kontrolle. Auch die noch niedriger dosierte P-Düngung der Variante 7 in HS führte wie auch bei den Varianten 3 und 8 zu dauerhaft höheren P-Konzentrationen in den c+0 Nadeln verglichen mit der Kontrolle oder den Kalkungsvarianten ohne P-Düngung (Abb. 121). Die höher dosierte P-Düngung der Variante 8 zeigt auch nach mehr als 20 Jahren auf allen Versuchsflächen noch Wirkung und hat im Gegensatz zu anderen Kalkungsversuchen mit zusätzlicher P-Düngung (von Wilpert 2003; Guckland et al. 2011) zu einer langfristig verbesserten P-Versorgung geführt. Eine langfristige Festlegung in nicht pflanzenverfügbare Ca-Phosphate, begünstigt durch das mit der gleichzeitig stattgefundenen Kalkung

ausgebrachte Ca, oder Al-Phosphate (vgl. Kap. 5.6.1), begünstigt durch möglicherweise über Austauschvorgänge in Lösung gehendes Al, dürfte demnach auf den drei Versuchsflächen nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Abbildung 121

Verhältnis der P Konzentration der Varianten (die Varianten 3, 7 und 8 weisen in HS eine zusätzliche P Düngung auf) zur P Konzentration der Kontrolle für die im Beobachtungszeitraum gewonnenen Nadelproben des c+0 Nadeljahrgangs in Hochspeyer. Die Werte der Kontrolle entsprechen 100 %.



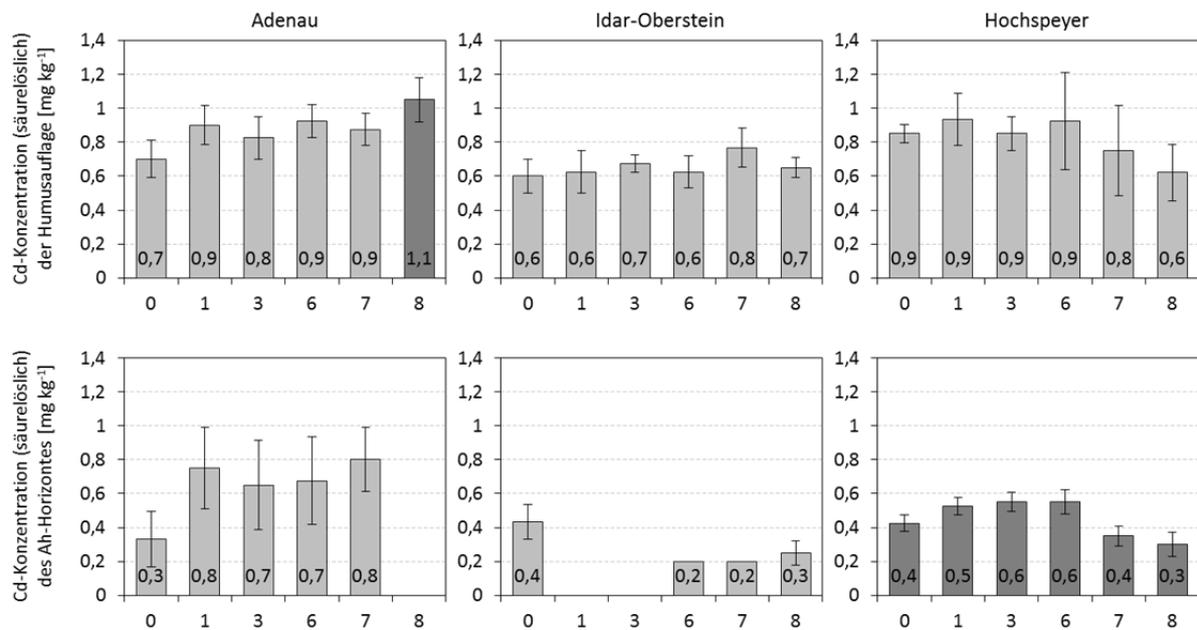
5.6.3 Cadmium

Da durch die P-Düngung ebenfalls Cd (als Verschmutzung des P-Düngers) in das Ökosystem gelangt (Williams & David 1976; Grant 2011), wurden auf der Variante 8 die Cd-Konzentrationen in den Nadeln der beprobten Bäume untersucht. Um die Auswirkung der Kalkung zu beurteilen, fanden zudem in AD und IO bis 1993 und in HS über den gesamten Beobachtungszeitraum Analysen hinsichtlich der Cd-Konzentrationen des Sickerwassers und in 2011 der mit Königswasser aufschließbaren Cd-Gehalte der oberen Bodenhorizonte aller Varianten statt. Die Kalkung und P-Düngung zeigt keine Auswirkungen auf die säurelöslichen Cd-Gehalte der Oberbodenhorizonte der drei Versuchsflächen (Abb. 122). Die Cd-Konzentrationen im Sickerwasser lagen bei der Kontrolle in den ersten Jahren nach der Kalkung tendenziell oberhalb der Konzentrationen der Kalkungsvarianten (Schüler 1995), was sich mit Ergebnissen aus der Literatur deckt (Kreutzer 1995; Formánek & Vranová 2003). Die verringerte Verlagerung wird vermutlich durch ein Anheben des pH-Wertes bedingt (vgl. Veerhoff & Brümmner 1992; Hüttl & Zöttl 1993), da auch Cd-Oxide zu einem Teil an der Säurepufferung beteiligt sind (Kreutzer et al. 1989). Jedoch wird auch von steigenden Cd-Konzentrationen nach Kalkung als Folge steigender Sulfat-Konzentration berichtet (Lehnardt 1998). Die Cd-Konzentrationen der 2011 beprobten Nadeln und Blätter zeigen keine signifikanten

Unterschiede zwischen der Kontrolle und der Variante 8 (Abb. 73), sodass die Cd-Bestandteile des P-Düngers durch die erhöhten pH-Werte vermutlich in nicht gut wasserlöslicher Form vorliegen.

Abbildung 122

Mittelwert und Standardabweichung ($n = 4$) der säurelöslichen Cd Konzentration in der Humusauflage und dem Ah Horizont (AD, IO) bzw. im Oh Ah Übergangshorizont (HS, Variante 8 in AD) der drei Versuchsfelder.



5.7 Auswirkung der Kalkung auf die Bestandesernährung

Der Orientierungswert der in vielen Arbeiten hergeleiteten und diskutierten Grenzwerte und Nährstoffverhältnisse für Baumarten ist in den meisten Fällen eine hohe Ertragsleistung unter Ausschluss eines gleichzeitigen Auftretens von Schadsymptomen, wie Frostschäden, Trockenstress oder Befall von Schädlingen. Fällt der Ertrag verglichen mit anderen Düngevarianten eines Standortes bzw. eines Topfversuches ab, wird von einer unzureichenden Versorgung bzw. einem Nährstoffungleichgewicht ausgegangen. Auch die Anfälligkeit z.B. gegenüber parasitischen Pilzen kann durch ein Nährstoffungleichgewicht gesteigert werden (Flückiger & Braun 2003).

5.7.1 Ernährungskundliche Grenzwerte

Die Grenzwerte, die die Spanne der Nährstoffkonzentrationen in Mangel-, Normal- und Überschussbereich unterteilen, beruhen auf aus Düngeversuchen abgeleiteten Korrelationen zwischen Nährelementkonzentrationen und Pflanzenwachstum (Ingestad 1979; Fiedler & Höhne 1987; Krauß & Heinsdorf 2005; Talkner et al. 2011). Die Identifikation der Elemente im Mangelbereich ermöglicht die Steuerung von Düngemaßnahmen (Wehrmann 1959a), stellt aber auch gleichzeitig ein Instrument

zur Bewertung von Standortbedingungen und zum Erkennen ökosystemarer Veränderungen im Stoffhaushalt dar (Hüttl 1992; Göttlein et al. 2011).

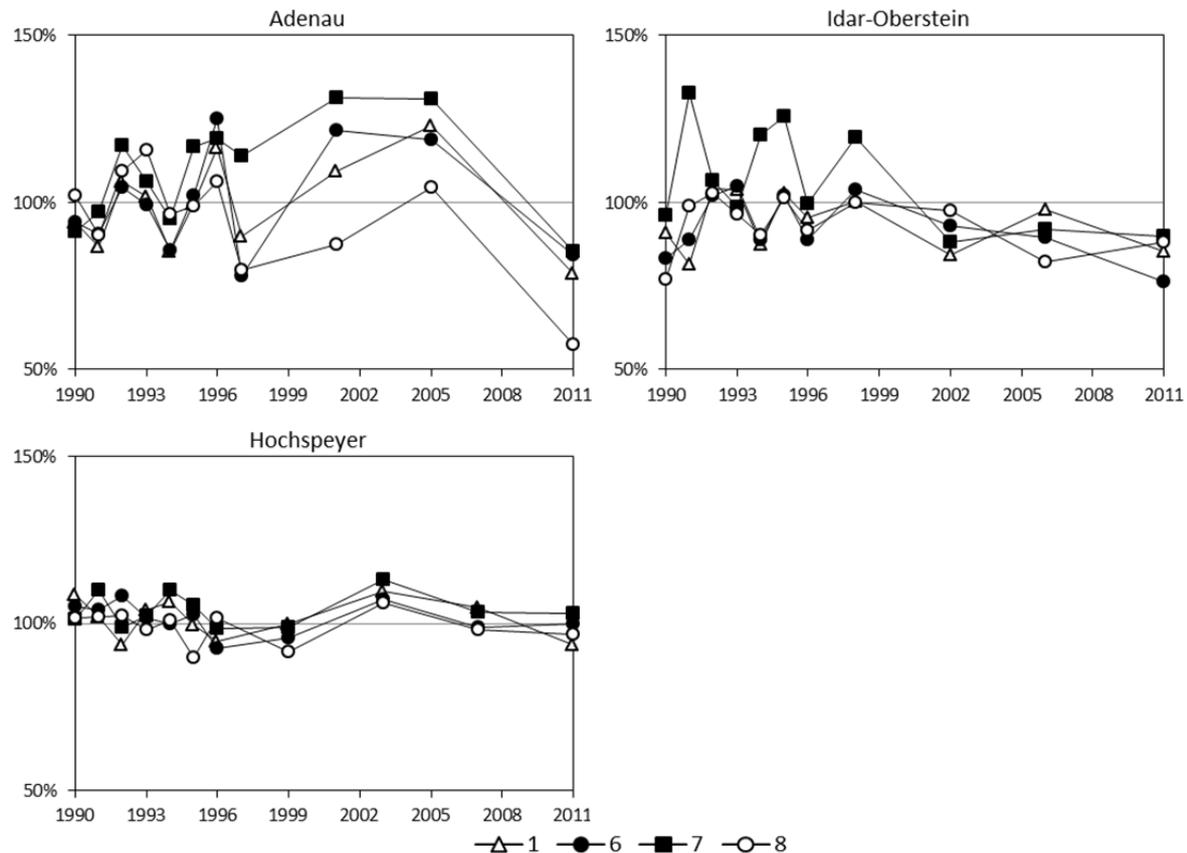
Auf den drei Versuchsflächen wurde der Ernährungszustand der aufwachsenden Bestände hinsichtlich Ca und Mg durch die Kalkung verbessert und die teils auf der Kontrolle herrschenden Mangelzustände behoben, wie auch schon von Schüler (2002) berichtet. Die Nadel- und Blattspiegelwerte (Abb. 63, Abb. 64) und die Konzentrationen der anderen Biomassekompartimente (Tab. 30, Tab. 31) sind auf den gekalkten Varianten mehr als zwei Jahrzehnte nach der Kalkung erhöht, was die langanhaltende Wirkung belegt. In anderen Arbeiten konnten ebenfalls höhere Ca- und Mg-Konzentrationen in den Nadeln als Folge der Kalkung, sowohl nach 5 bis 13 Jahren (Ingerslev & Hallbäck 1999; Feger et al. 2000; Werner & Atzberger 2000; Jonard et al. 2010) als auch nach Zeiträumen von mehr als 20 Jahren (von Wilpert 2003; Huber et al. 2004; Prietzel et al. 2008; Kulhavý et al. 2009; Weis et al. 2009), festgestellt werden.

Die Ca- und Mg-Konzentrationen in den Kompartimenten steigen mit zunehmender Kalkdosis. Auf den Varianten 7 und 8 in AD und IO liegen die Mg-Konzentrationen der c+2 und c+0 Nadeln sowie der Nadeln im Streufall auf einem Niveau. Allerdings sorgt schon die Kalkung von 3 t ha^{-1} für höhere Konzentrationen in den c+2 Nadeln (Tab. 23). Die fehlende Umverteilung von Mg von alten in rezente Nadeln deutet nach der Bewertung von Reemtsma (1986) auf eine optimale bis ausreichende Versorgung der Bäume dieser Varianten hin (Tab. 23). Bei Ca findet hingegen durch die schlechte Verlagerbarkeit (Schleppi et al. 2000; Larcher 2001, S. 177) auch auf der Kontrolle ein deutliche Anreicherung in älteren Nadeljohrgängen statt. Bei den Jungbuchen in IO zeigt sich, trotz der Einstufung der Ca-Konzentrationen in den Mangelbereich (Abb. 63), eine deutliche Wachstumszunahme auf den gekalkten Parzellen (Abb. 88).

Die Kontrollflächen weisen zwar im Vergleich zu den gekalkten Varianten höhere K-Nadelspiegelwerte auf, die sich jedoch bei Kiefer nicht und bei Fichte nur in Einzelfällen signifikant von den Kalkungsvarianten unterscheiden. Am deutlichsten zeigt sich das Absinken der K-Konzentrationen bei den beprobten Buchen in IO und HS und den c+0 Nadeln der Variante 8 in AD. Allerdings treten im Beobachtungszeitraum starke Schwankungen in den K-Konzentrationen auf, sodass in AD und HS bei den beiden vorangegangenen Nadelprobenahmen die K-Konzentrationen der Kalkungsvarianten zumeist oberhalb der Kontrolle lagen (Abb. 123).

Abbildung 123

Verhältnis der K Konzentrationen der Kalkungsvarianten zu den K Konzentrationen der Kontrolle. Die Werte der Kontrolle entsprechen 100 %.



Auch in anderen Untersuchungen konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Kalkung und den K-Konzentrationen in den Fichten- und Kiefernadeln festgestellt werden (von Wilpert 2003; Huber et al. 2004, 2006; Børja & Nilsen 2008; Kulhavý et al. 2009; Jonard et al. 2010). Womöglich sind Fichte und Kiefer besser als die Buche in der Lage die Kaliumversorgung bis zu einem gewissen Angebot anderer Kationen aufrecht zu erhalten. Dazu dürften auch die niedrigeren K-Konzentrationen in den Nadel dieser beiden Baumarten verglichen mit den Buchenblättern beitragen (vgl. Abb. 65). Auch Schüler & Zwick (1992) konnten bei einer Untersuchung in HS keine Unterschiede im K-Gehalt der Feinwurzeln der Kiefer in der Humusaufgabe sowie dem oberen Mineralboden zwei Jahre nach der Kalkung feststellen, wobei ein K-Verlust durch das Waschen der Wurzeln zu vermuten ist, was wiederum die höhere K-Konzentrationen in den Wurzeln der Kontrolle überdecken würde. Weis et al. (2009) stellten signifikant niedrigere K-Konzentrationen in Fichtennadeln und in Fichtenrinde 20 Jahre nach der Kalkung fest. Auch bei Feger et al. (2000) und Long et al. (2011) nahm die K-Konzentrationen nach Kalkung ab und Guckland et al. (2011) fanden eine Reduktion bei Fichte nach Kalkungen mit Mengen größer als $700 \text{ kg (Mg + Ca) ha}^{-1}$.

Es ist fraglich, ob die niedrigeren K-Konzentrationen in den Nadeln wirklich auf einen angespannteren Ernährungszustand nach einer Kalkung hinweisen, da davon auszugehen ist, dass *Picea abies* in der

Lage ist, das höchst mobile Kalium (Schleppi et al. 2000; Larcher 2001, S. 177) aus den anderen Kompartimenten in die rezenten Nadeln zu verlagern, um eine eventuell vorhandene Mangelsituation auszugleichen (vgl. Wytttenbach et al. 1995). Möglicherweise übernehmen als Folge der höheren Mg- und Ca-Konzentrationen eben diese Elemente Aufgaben des K, wie z. B. die Quellungsregulation oder den Ladungsausgleich im Cytoplasma (Marschner 2012). Ein höherer Anteil von NO_3^- an der N-Aufnahme (vgl. Kap. 5.5.2) kann ebenfalls zu einem Rücktransport von K in die Wurzeln führen (Schulze et al. 2005, S. 327). Die steigenden Na-Konzentrationen in bestimmten Kompartimenten (Tab. 33) könnten jedoch auf einen Ersatz von K durch Na hindeuten (Marschner 2012), was für eine Reduktion der K-Versorgung durch die Kalkung und den von anderen Autoren (Matzner 1985b; Hüttl 1991; Misson et al. 2001; Jandl et al. 2002) beschriebenen K-Mg- oder Ca-K-Antagonismus zumindest bei den Varianten mit hoher Kalkdosis sprechen würde. Die Compositional Nutrient Diagnosis (CND) weist ebenfalls die K-Versorgung als unausgewogen aus (Tab. 25) und sollte bei zukünftigen Auswertungen um Na erweitert werden. Na-Analysen lagen jedoch für die c+0 und c+2 Nadeln nicht vor. Die K-Düngung der Variante 7 lässt sich im Jahr 2011/12 weder in den austauschbaren K-Vorräten noch in den K-Konzentrationen der Nadeln nachweisen und wird wahrscheinlich durch die Auswirkungen der hohen Kalkdosis überdeckt.

Signifikante Unterschiede zwischen den austauschbaren Kaliumvorräten im Boden sind nur bei der Variante 8 gegenüber der Kontrolle zu finden. Die in der Praxis übliche Dosierung von 3 t ha^{-1} weist keinen signifikanten Effekt auf, was auch von Guckland et al. (2012) für 45 Versuchsflächen und von Block (2011) bezogen auf die Veränderung der gekalkten Probenahmepunkte zwischen BZE I und BZE II berichtet wird. Die geringeren austauschbaren K-Vorräte der Varianten mit hoher Kalkdosis sind möglicherweise auf eine gestiegene K-Selektivität der Tonminerale durch geringere Al-Belegung des Austauschers (vgl. Magdoff & Bartlett 1980; Barker & Pilbeam 2006, S. 107) und eine damit verbundene Kalium-Fixierung in den Zwischenschichten nach der Kalkung zurückzuführen (vgl. Niederbudde & Rühlicke 1981). Die K-Aufnahme des Bestandes kann ebenfalls durch den niedrigen Anteil von K an der Kationensumme im Sickerwasser sowie am Austauscher reduziert sein (vgl. Bartlett & McIntosh 1969).

Die N-Ernährung wird in AD nach den verwendeten Grenzwerten am schlechtesten bewertet (Abb. 61), obwohl auf dieser Fläche sowohl die N-Deposition (Tab. 84) als auch die N-Vorräte im Boden (Abb. 23) höher sind als in IO und HS. Dies zeigt, dass der N-Vorrat allein kein ausreichendes Kriterium ist, um Aussagen über das Niveau der N-Konzentrationen der Nadeln zu treffen. Weitere Faktoren, wie N-Form (Evers 1964), genetische Unterschiede (Evers 1973, 1977) und Bestandesalter (Fiedler & Höhne 1987; Doucet 1997) haben ebenfalls einen bedeutenden Einfluss auf den N-Haushalt der Bestände. Abgesehen von den in AD und IO verglichen mit der Kontrolle geringeren N-Konzentrationen der Variante 8 wirkt sich die Kalkung weder förderlich noch negativ auf die N-Versorgung der Kiefern und Fichten aus, wenn Grenzwerte zur Bewertung herangezogen werden.

Eine Steigerung der N-Versorgung zeigt sich hingegen bei den Jungbuchen der Varianten 6, 7 und 8 in IO.

Long et al. (2011) fanden 21 Jahre nach einer hoch dosierten Kalkung mit 22,4 t Dolomit ha⁻¹ reduzierte K- und N-Konzentrationen in Blättern von *Acer saccharum* und *Prunus serotina*. Der Zuwachs von *Acer saccharum* wurde durch die Kalkung gefördert, wohingegen *Prunus serotina* auf den gekalkten Flächen eine erhöhte Mortalität und ein geringeres Wachstum aufwies. Dies wurde von Long et al. (2011) auf ein durch die Kalkung induziertes Nährstoffungleichgewicht zurückgeführt. In der vorliegenden Arbeit sind auf der Variante 8 mit der höchsten Kalkdosis, auf der ebenfalls bei den c+0 Fichtennadeln in IO niedrigere N- und K-Konzentrationen festgestellt wurden, verglichen mit der Kontrolle jedoch kein Wachstumseinbußen zu beobachten. Die CND gibt allerdings in AD für die Variante 8 ein höheres Nährstoffungleichgewicht als auf der Kontrolle aus (Tab. 26), sodass eine weitere Steigerung der Kalkdosis durchaus negative Folgen auf die Ausgewogenheit der Nährstoffversorgung mit sich bringen könnte.

Eine Folge der Kalkung kann eine reduzierte B-Versorgung sein (Derome 1990; Kreutzer 1995; Børja & Nilsen 2008). Insbesondere die Anhebung des pH-Wertes verringert die B-Versorgung (Lehto & Mäkönen 1994), was zu einem deutlichen Wachstumsrückgang führen kann (Möttönen et al. 2001; Lehto et al. 2004; Saarsalmi & Tamminen 2005). Allerdings liegen die B-Konzentrationen der c+0 Nadeln, der überwiegend in Finnland durchgeführten Untersuchungen, unterhalb der B-Konzentrationen, die in der vorliegenden Arbeit in den c+0 Nadeln der Varianten 8 in AD und IO gemessen wurden. Ein Rückgang der B-Konzentrationen ist jedoch auch auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit für Fichte und Buche zu beobachten (Abb. 69). Deutliche B-Mangelsymptome sind bei Fichte erst unterhalb B-Konzentrationen von 5 mg kg⁻¹ zu erwarten (Linder 1995; Saarsalmi & Tamminen 2005). Auch auf den hochdosiert gekalkten Varianten der hiesigen Untersuchung liegen die B-Konzentrationen deutlich über dieser Schwelle. Bei der 2006/2007 durchgeführten Waldernährungserhebung in Rheinland-Pfalz wies von den 72 beprobten Fichtenbeständen nur ein Bestand (vermutlich nicht gekalkt) B-Konzentrationen unter 5 mg kg⁻¹ in den c+0 Nadeln auf. Der Mittelwert des überwiegend gekalkte Standorte umfassenden Kollektivs betrug 17,1 ± 4,9 mg B kg⁻¹, sodass nicht von einem großflächigen B-Mangel durch die Waldkalkung auszugehen ist. Unter Umständen kann es bei hoher B-Versorgung zu einer erhöhten B-Aufnahme nach Kalkung kommen (Antoniadis et al. 2013). Die Erfahrungswerte für B-Toxizität bei Fichte liegen mit 1000 mg kg⁻¹ (Mengel 1991, S. 383) jedoch weit oberhalb der in Rheinland-Pfalz gemessenen Werte.

Unter den restlichen Spurenelementen reagieren die Zn-Konzentration, die sich auf der Kontrolle in AD und IO im Mangelbereich befinden, mit einem Anstieg nach der Kalkung (Abb. 70), was auf eine höhere Löslichkeit aufgrund des gestiegenen pH-Wertes zurückzuführen ist (Abb. 16).

Eine Einschränkung bei der Anwendung von ernährungskundlichen Grenzwerten ist, dass diese zum Teil aus Topfexperimenten hergeleitet wurden (vgl. Hüttl 1992), was deren Übertragbarkeit auf

Pflanzenbestände unterschiedlichen Alters (Höhne & Nebe 1963; Hunger 1965) und mit mykorrhizierten Baumwurzeln beeinträchtigt (vgl. Jongmans et al. 1997; Wallander 2000; Quesnel et al. 2006). Auch unterschiedliche Provenienzen und Genotypen einer Baumart können am gleichen Standort Unterschiede in den Elementkonzentrationen aufweisen, sodass Grenzwerte und Verhältnisse nicht ohne Einschränkungen übertragbar sind (Steinbeck 1966; Stimm & Utschig 1994). Je nach verwendeter Datengrundlage werden die Grenzen der Ernährungsbereiche der Nährelementkonzentrationen unterschiedlich definiert (vgl. Hüttl 1992; Krauß & Heinsdorf 2005; Göttlein et al. 2011), sodass sich die Beurteilung der Ernährungssituation je nach verwendeter Bewertung ändern kann. Am Beispiel der mittleren Mg-Ernährungsstufe für Fichte zeigt sich, dass die Mg-Konzentrationen der Kontrolle in AD teils in den Normal- und teils in den Überschussbereich eingeordnet werden müssten und sich die Spannen der mittleren Ernährungsstufe bei verschiedenen Autoren deutlich unterscheiden (Tab. 74).

Tabelle 74

Mg-Konzentration im c+0 Nadeljahrgang auf der Kontrolle in AD im Vergleich zu der jeweiligen unteren und oberen Grenze der mittleren Ernährungsstufe bei Fichte nach Riek & Wolff (2007), Krauß & Heinsdorf (2005) und Göttlein et al. (2011).

Mg [mg kg^{-1}] mittlere Ernährungsstufe	Min (Grenze zum Mangelbereich)	Max (Grenze zur Luxusernährung)
Mittelwert + Standardabweichung der Kontrolle (2011) in Adenau	969 ± 174	
Riek & Wolff (2007) (nach Hüttl 1992): „ausreichende Ernährung“	800	1000
Krauß & Heinsdorf (2005): „III: ausreichend bis optimal“	460	777
Göttlein et al. (2011): „unterer bis oberer Normalbereich“	800	1300

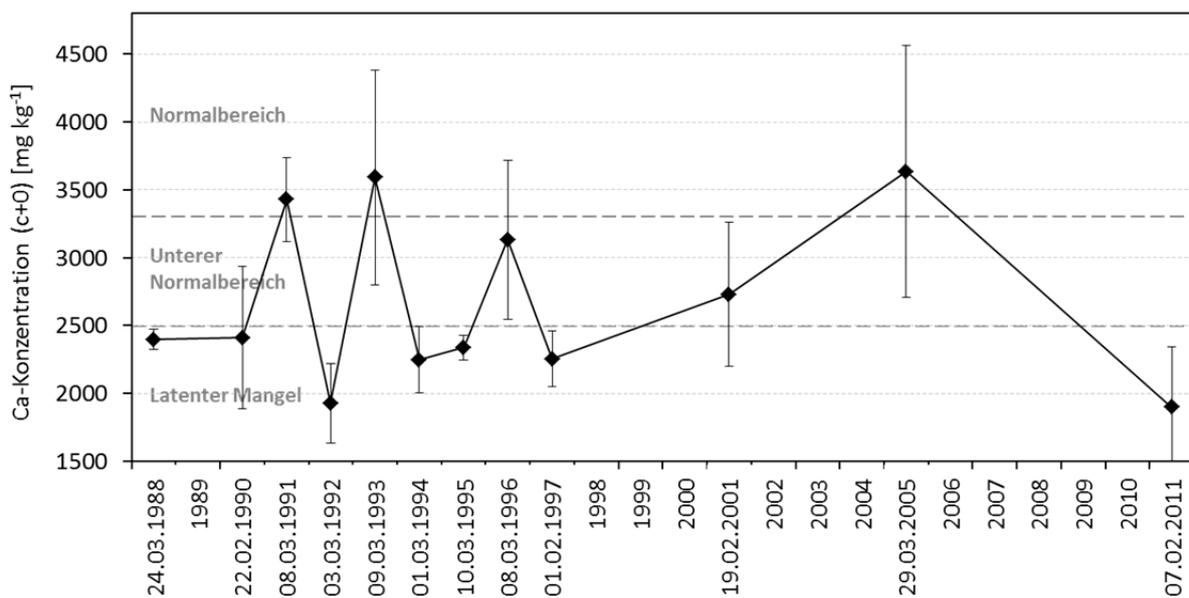
Zudem machen die zum Teil gravierenden Unterschiede in den Befunden verschiedener Beprobungsjahre, wie am Beispiel der Ca-Konzentrationen der Kontrolle in Adenau gezeigt (Abb. 124), deutlich, dass die Beurteilung der Ernährung anhand einer einzigen Probenahme problematisch sein kann. Im Verlauf der anfangs jährlich durchgeführten Probenahme schwanken die Konzentrationen zwischen Normalbereich und latentem Mangel. Die Unterschiede zwischen den Probenahmeterminen hängen unter anderem von der Wasserversorgung bzw. Witterungsbedingungen im Vorjahr (Fiedler et al. 1973, S. 60) und der Investition in die Fruchtbildung ab. So steuert beispielsweise der Wassergehalt die Verfügbarkeit der Nährstoffe im Boden (Wehrmann 1961; Fiedler et al. 1973, S. 70). Eine Betrachtung der Konzentrationen einzelner Elemente, losgelöst von Witterungsverlauf, Wasserhaushalt, Zuwachs und Vorrat in der Biomasse, kann daher zu fehlerhaften Interpretationen führen (vgl. Wehrmann 1959b; Quesnel et al. 2006; Talkner et al. 2011).

Bei einer hohen Biomasseproduktion kann es zu einer Verdünnung, bei gehemmttem Wachstum zu einer Aufkonzentration der Elemente kommen (Strebel 1960). So fanden Spiecker et al. (1992) eine deutliche Zuwachssteigerung nach N-Düngung in einem Fichtenbestand. Die N-Konzentrationen der

Nadeln zeigten hingegen kaum einen Unterschied zur unbehandelten Kontrollfläche. Allerdings wiesen die N-gedüngten Varianten langfristig höhere Streufallmengen auf, was auf eine Verdünnung der höheren N-Aufnahme durch die gesteigerte Biomasse schließen lässt. Wie an diesem Beispiel an der ungedüngten Variante zu sehen, kann das Wachstum gehemmt sein, ohne dass sich dies in den Konzentrationen niederschlägt (vgl. Farnum et al. 1983). Dieser Verdünnungseffekt darf auch bei der Interpretation der Nadelspiegelwerte der drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit nicht außer Acht gelassen werden, da sich die Kalkung auf die Verteilung des Zuwachses im Bestand auswirkt. Zum einen steigt der Zuwachs nach der Kalkung an und dazu wird die Zuwachsleistung von größeren, weniger bedrängten Individuen stärker gefördert als die von unterständigen Individuen (vgl. Kap. 5.4.1).

Abbildung 124

Mittelwert und Standardabweichung der Ca Konzentrationen des c+0 Nadeljahrgangs der Kontrolle in Adenau. Für die Jahre mit Nadelprobenahme ist der Tag der Probenahme angegeben. Die Bewertung erfolgt nach Göttlein et al. (2011).



5.7.2 Nährstoff-Verhältnisse

Die Nährstoffverhältnisse der Kontrollen der Versuchsflächen deuten in vielen Fällen auf ein Ungleichgewicht in der N:K- und N:P-Versorgung hin (Abb. 75, Abb. 74). Die berechneten Verhältnisse sind weiter als empfohlen, was auf einen Überschuss an N bzw. eine Unterversorgung von K und P hindeutet. Wie auch an den P-Konzentrationen ersichtlich, wirkt sich P-Düngung der Variante 8 durch eine Verengung des N:P-Verhältnisses aus. Die Kalkung ohne P-Düngung sorgt hingegen für keine Veränderung.

Die Kalkung verschärft das Ungleichgewicht im N:K-Verhältnis in AD und bei den Buchen in IO, wohingegen die Fichten in IO und Buche und Kiefer in HS keine Veränderungen gegenüber der Kontrolle zeigen. Die Fichten in IO liegen zumeist unterhalb des kritischen N:K-Verhältnisses von 4, über dem das Risiko eines Befalls mit *Botrytis cinerea* und *Sclerophoma pithyophila* steigt (vgl. Flückiger & Braun 1999). In AD hingegen liegt das N:K-Verhältnis der Hälfte der beprobten Individuen der Kontrolle oberhalb von 4. Durch die Kalkung wird das Verhältnis durch das Absinken der K-Konzentrationen erweitert, sodass annähernd alle Individuen oberhalb des kritischen Wertes liegen. Ein verstärkter Befall auf den gekalkten Varianten gegenüber der Kontrolle durch die genannten oder andere Pilzarten konnte allerdings bei keiner Bonitur der Probeäste festgestellt werden. Auch bei den Buchen in IO wurde kein verstärkter Befall von parasitären Pilzen festgestellt, obwohl sowohl das N:K- (> 4) als auch das N:P-Verhältnis (≥ 17) oberhalb der für eine Infektion kritischen Werte liegen (vgl. Flückiger & Braun 1999, 2003).

Die Verschiebung des N:P:K-Verhältnisses in AD im Beobachtungszeitraum hin zu einem höheren N-Anteil (Abb. 78) ist maßgeblich durch sinkende K-Konzentrationen in den Nadeln bedingt. Durch die 1994 erfolgte K-Düngung der Variante 7 könnte sich das N:P:K-Verhältnis bis zur Probenahme 2001 zu einem ausgeglicheneren Zustand hin verschoben haben.

Inwieweit der Anstieg des N-Anteils bzw. Abfall des K-Anteils inzwischen zu einer unausgewogenen Ernährung geführt hat, lässt sich nicht anhand der Nährstoff-Verhältnisse von Fiedler & Höhne (1987) beantworten, da diese mit steigender Bonität der untersuchten Bestände eine Verschiebung des Anteils von K zu N feststellen konnten und noch keine Hemmung des Wachstums durch einen höheren N-Anteil bzw. niedrigeren K-Anteil auftrat. Eine gleichgerichtete Entwicklung des N:P:K-Verhältnisse hin zu einem höheren N-Anteil konnten Talkner et al. (2011) ebenfalls bei einem Düngungsversuch selbst bei Varianten mit K- und ohne N-Düngung feststellen.

Bei der Betrachtung der Nährstoffverhältnisse lässt sich die Wirkung der Kalkung und Düngung deutlich erkennen. Jedoch konnten auf den Varianten, die nicht im Bereich der ausgeglichenen Ernährung liegen, weder bei den Nadelbonituren in 2011 ein verstärkter Befall von parasitären Pilzen noch bei der ertragskundlichen Untersuchung Wachstumseinbußen festgestellt werden. Somit ist eine sichere Interpretation des Ernährungszustandes der untersuchten Bestände anhand der Literaturangaben, wie auch bei der Anwendung von ernährungskundlichen Grenzwerte, nur mit Einschränkungen möglich.

5.7.3 Compositional Nutrient Diagnosis

5.7.3.1 Adenau und Idar-Oberstein

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass die CND für die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Bestände von *Picea abies* eine geeignete Methode ist, die Ausgewogenheit der Ernährung zu bewerten und die Bewertung der Ergebnisse des Abgleichs mit Grenzwerten und der Nährstoffverhältnisse zu unterstützen. So weist beispielsweise der CNDr²-Wert wie das N:K- und N:P:K-Verhältnis in AD auf ein stärkeres Ungleichgewicht bei der Variante 8 hin, was durch den geringeren Höhenzuwachs dieser Variante unterstützt wird (Abb. 82, Tab. 26). Der signifikante Zusammenhang in AD und IO zwischen dem mittleren CNDr²-Wert und dem mittleren Höhenzuwachs der beprobten Bäume einer Parzelle spricht ebenso für die Eignung der CND als auch des auf Basis der rheinland-pfälzischen Waldernährungserhebung (WEE) gebildeten fiktiven Referenzbestandes (Abb. 79). Jedoch gelten die im Folgenden dargelegten Einschränkungen.

Lteif et al. (2008) fanden ebenfalls signifikante Zusammenhänge zwischen dem Höhenzuwachs und dem CNDr²-Wert von vierjährigen Pappelhybriden einer Plantage. Jedoch findet die CND vor allem bei landwirtschaftlichen Nutzpflanzen Anwendung (vgl. Silva et al. 2004; Yousuf et al. 2013), sodass ein Vergleich mit anderen Arbeiten zu *Picea abies* und *Pinus sylvestris* oder auch zur Reaktion des Wachstums von älteren Baumindividuen oder Beständen auf eine Düngung oder Kalkung nicht möglich ist. Untersuchungen der Elementkonzentrationen in Nadeln und Blättern verschiedener Baumarten wurden bisher für *Abies balsamea* (Parent et al. 2005), *Betula papyrifera* (Doucet 1997), *Eucalyptus grandis* (Silva et al. 2004), *Picea glauca* (Doucet 1997; Quesnel et al. 2006; Quesnel & Côté 2009), *Populus tremuloides* und Pappelhybride (Doucet 1997; Lteif et al. 2008) sowie Mischbestände verschiedener Nadelbäume (Doucet 1997) durchgeführt.

Ca und K stellen nach der CND auf fast allen Varianten die Elemente dar, die das Wachstum am stärksten begrenzen (Tab. 25). Der große Einfluss von Ca, der selbst bei den Varianten mit hoher Kalkdosis nur teilweise ausgeglichen wird (Abb. 81), ist vermutlich durch die hohen Ca-Konzentrationen der Referenzbestände bedingt, die zum Großteil in die Bewertungsstufe „Luxusernährung“ fallen (Abb. 79). Aufgrund der schlechten Verlagerbarkeit von Ca in der Pflanze (Larcher 2001, S. 177) wird die Aufnahme auch auf Standorten mit guter Ca-Versorgung nicht wie bei anderen Nährstoffen reduziert (Quesnel & Côté 2009), da die Feinwurzeln ohne die Möglichkeit eines Rücktransportes mit dem Phloemsaft auf eine kontinuierliche Ca-Aufnahme angewiesen sind (McLaughlin & Wimmer 1999). Dies führt auf diesen Standorten zu einer hohen Ca-Anreicherung in der oberirdischen Biomasse. Dadurch wird die Ableitung von Grenzwerten für Ca erschwert (Quesnel et al. 2006) und bedeutet im Hinblick auf die hohen Ca-Konzentrationen der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Fichten-Referenzbestände vermutlich eine Überschätzung des Einflusses von Ca auf die

Zuwachslimitierung. Zumindest auf den Varianten 7 und 8 ist auch auf Grund der ernährungskundlichen Grenzwerte nicht von einem Ca-Mangel auszugehen, was diese These stützt.

Neben Ca ist K das Element, das zumeist in zu niedrigen Konzentrationen für eine ausgewogene Ernährung vorhanden ist. Im Gegensatz zu den vier anderen in die Berechnung der CND aufgenommenen Elementen nimmt sein Beitrag zum $CNDr^2$ mit zunehmender Kalkdosis zu, was auf eine angespanntere K-Ernährung durch die Kalkung schließen lässt. Da allerdings das Wachstum ebenfalls mit zunehmender Kalkdosis ansteigt (Abb. 93), dürfte der hemmende Effekt durch die unausgewogene K-Ernährung gering ausfallen und, wie in Kap. 5.7.1 diskutiert, eventuell überschätzt werden.

Der Mangel an Mg in den c+2 Nadeln in AD und IO wird im Gegensatz zur Ca-Ernährung durch die Kalkung schon auf der Variante 1 behoben und führt mit zunehmender Kalkdosis zu einem Überschuss. Das Verhältnis von N hingegen nähert sich auf allen Versuchsflächen in den c+0 und c+2 Nadeln dem der Referenz an, ohne jedoch in zu geringen Konzentrationen vorhanden zu sein. Dies deutet auf eine Verbesserung der Ausnutzung des aufgenommenen N durch die Kalkung hin.

5.7.3.2 Hochspeyer

Der $CNDr^2$ -Wert übersteigt in HS auf den Varianten mit höher Kalkdosis als 3 t ha^{-1} den $CNDr^2$ -Wert der Kontrolle, was auf einen negativen Einfluss der Kalkung auf den Ernährungszustand des Kiefernbestandes hindeutet. Dem widersprechen jedoch die Befunde der ertragskundlichen Auswertung, nach denen auch in HS die Parzellen mit hoher Kalkdosis die höchsten Zuwächse aufweisen (Abb. 93). Allerdings weist HS die kleinste Maßzahl E auf (Tab. 47), was zusammen mit dem hohen Bestockungsgrad auf diesem Standort auf eine hohe Licht-Konkurrenz hindeutet (vgl. Kap. 5.4.3). Da dadurch die Konkurrenz um Nährstoffe in den Hintergrund tritt, ist zu vermuten, dass das mittels CND berechnete Nährstoffgleichgewicht der Individuen auf den Parzellen mit hoher Kalkdosis vielmehr einer Anreicherung bestimmter Nährstoffe entspricht, die durch die verhältnismäßig geringe Biomasseproduktion bedingt ist. Auch der fehlende Zusammenhang zwischen den $CNDr^2$ -Werten und dem Höhenzuwachs an diesem Standort zeigt, dass hohe $CNDr^2$ -Werte in diesem Fall nicht für eine unausgewogene Ernährung stehen.

5.7.3.3 Forschungsbedarf

Die CND kann nach den Erkenntnissen der vorliegenden Arbeit herangezogen werden, um die Ernährung von Beständen hinsichtlich ihrer Ausgewogenheit der Nährstoffe zu beurteilen. Allerdings erscheint dies nur sinnvoll, wenn nicht die Konkurrenz um Licht, sondern um Nährstoffe der begrenzende Faktor ist, da es ansonsten als Folge einer Aufspeicherung bestimmter Nährstoffe (vgl. Strebel 1960; Spiecker et al. 1992) zu einer Verschiebung der Nährstoffverhältnisse kommen kann.

Weitere Untersuchungen sind bei der Auswahl der Referenzbestände nötig. Zwar liefern auch die Ergebnisse auf Basis der Bestände der EKL 0 bis I der WEE gute Ergebnisse, jedoch sollten diese, wenn möglich, anhand ertragskundlicher Versuchsflächen bestätigt werden, um die von der Methode geforderte hohe Zuwachsleistung des Referenzbestandes besser überprüfen zu können. Zudem erscheint es sinnvoll für unterschiedliche Altersstadien passende Referenzwerte zu bestimmen (vgl. Fiedler & Höhne 1987) und die Auswirkung unterschiedlicher Herkünfte auf die Elementverhältnisse (vgl. Evers 1977; Stimm & Utschig 1994) zu untersuchen.

Dass sich nicht auf der Basis der einzelnen Individuen, sondern erst auf der Parzellen-Ebene ein Zusammenhang zwischen den CNDR²-Werten und dem Höhenzuwachs abzeichnet, dürfte in der Methode zur Höhenmessung begründet sein. Da keine festen Messpunkte für Höhenmessungen festgelegt wurden, können sich die Richtung und der Abstand der Messung zum zu messenden Baum in den verschiedenen Aufnahmeterminen unterscheiden. Dadurch können sich für den einzelnen Baum starke Wachstumsdepressionen oder -schübe ergeben, die sich erst auf Basis der Parzelle oder Variante herausmitteln.

Die in IO gepflanzten Buchen wären für weitere Untersuchungen mittels CND gut geeignet, da diese bedeutend einfacher als der Fichtenbestand in großer Anzahl vermessen und beprobt werden können. Jedoch werden auch hier Referenzwerte von Buchen gleichen Alters und wenn möglich gleicher Herkunft für die Berechnung der CND benötigt.

5.8 Bemerkungen zu der Methodik, Datenqualität und Ergebnisinterpretation

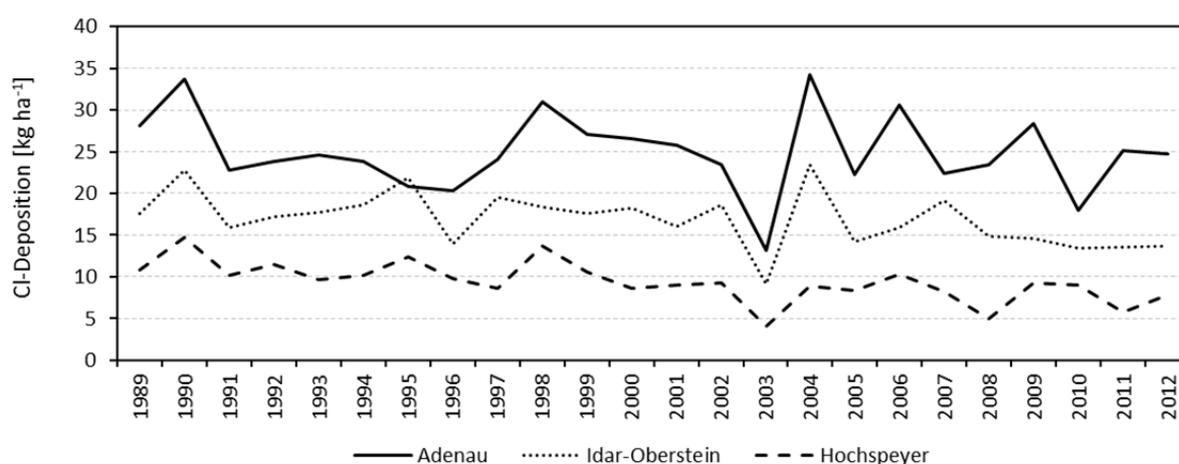
5.8.1 Cl-Korrektur des Sickerwassers

Die Cl-Korrektur des Sickerwassers (vgl. 2.8.4) geschieht unter der Annahme, dass sich Cl im Ökosystem inert verhält (Ulrich et al. 1979; Neal & Rosier 1990; Ilg et al. 2009) und der Cl-Austrag durch das Sickerwasser gesteuert wird (White 2001). Neuere Arbeiten zeigen jedoch, dass Cl, als essentielles Spurenelement (Marschner 2012, S. 243), durchaus in den biologischen Kreislauf eingebunden sein kann (Johansson et al. 2003; Matucha et al. 2010). Somit kann eine Aufspeicherung von Cl im aufwachsenden Bestand oder eine höhere Cl-Freisetzung durch gesteigerte Streuabbauraten (Öberg & Sandén 2005) nicht ausgeschlossen werden. Möglich sind dadurch sowohl eine Überschätzung (durch Cl-Aufnahme) als auch eine Unterschätzung (durch Cl-Freisetzung) der Cl-korrigierten Wassermenge. Jedoch spielen diese Prozesse vor allem in Ökosystemen mit einer Chlorid-Deposition $< 6 \text{ kg ha}^{-1}$ (Svensson et al. 2012) und für kürzere Zeitintervalle, wie beispielsweise jährliche Bilanzen (vgl. Ulrich 1994), eine Rolle. Bei höheren Einträgen, wie sie auf

den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsflächen vorhanden sind (Abb. 125), ist von einem annähernd gleichen Ein- und Austrag auszugehen (Svensson et al. 2012). Ein, durch die Erhöhung des pH-Wertes hervorgerufen, Absinken der Anionen-Austauschkapazität oder eine Verdrängung von Cl^- durch kalkungsbedingt mobilisiertes NO_3^- bzw. SO_4^{2-} an den Anionen-Austauscherplätzen könnte für steigende Cl-Konzentrationen im Sickerwasser auf den gekalkten Parzellen sorgen (vgl. Scheffer et al. 2002, S. 121). Ein derartiger Anstieg lässt sich allerdings nicht erkennen, da auf den Kontroll- wie auch auf den stark gekalkten Parzellen, solche mit sowohl niedrigen als auch sehr hohen Cl-Konzentrationen zu finden sind. Durka & Schulze (1992) konnten keinen Einfluss der Kalkung auf die Cl-Verlagerung feststellen und auch Beese (1989) berichtet selbst bei einer aufgebrauchten Menge von $30 \text{ t Dolomit ha}^{-1}$ von keiner Veränderung der Cl-Verlagerung. Vielmehr ist zu vermuten, dass die Unterschiede der Konzentrationen hauptsächlich durch das Gewinnen von Sickerwasser aus Bodenbereichen mit unterschiedlichem Durchflussverhalten entstehen.

Abbildung 125

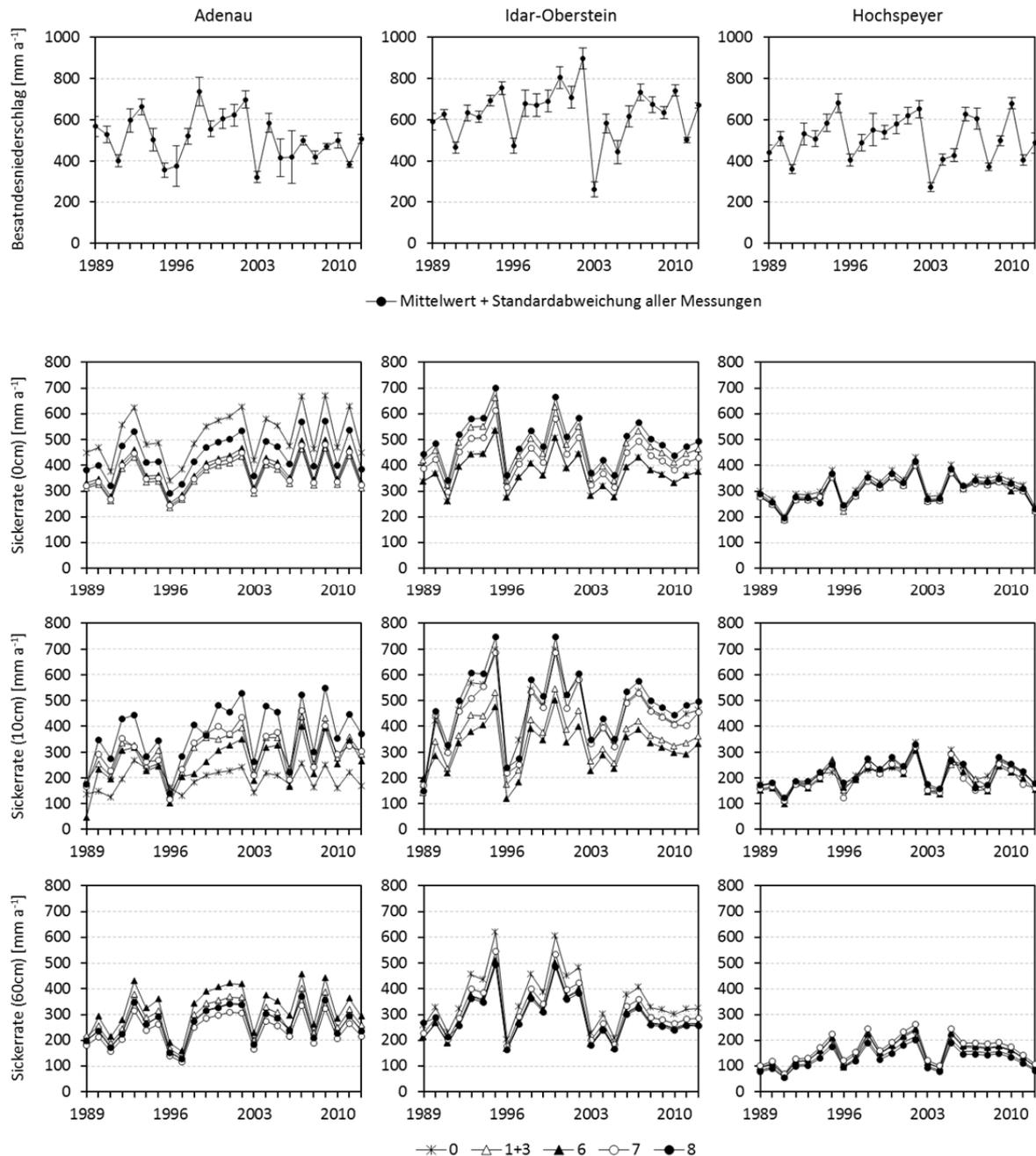
Verlauf der Chlorid-Deposition der drei Versuchsflächen im Untersuchungszeitraum.



Der Einsatz der nicht korrigierten Sickerwassermengen erscheint für die Berechnung der Ökosystembilanzen nicht sinnvoll, da sich die großen Unterschiede in der Cl-Fracht (und auch Na-Fracht) zwischen den Parzellen nicht durch räumliche Variabilität der Deposition oder der im Ökosystem ablaufenden Prozesse erklären lassen. Die Verluste von bis zu 527 kg ha^{-1} auf Parzellen mit hohen Cl-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum liegen beispielsweise deutlich über den von Redon et al. (2011) berechneten Gesamt-Vorräten für Chlor französischer Wälder von 236 kg ha^{-1} und ebenfalls über den höchsten Chlor-Verlusten durch Humusabbau von $0,92 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Der durch fehlende Betrachtung der Cl-Aufnahme bzw. Cl-Freisetzung eingeführte Fehler bei der Korrektur der Sickerwassermenge mit X_{Cl} dürfte sich deutlich geringer auf die Bilanz-Berechnung auswirken und zu einer, für die Beurteilung der Kalkungswirkung weniger bedeutsamen, generellen systematischen Über- oder Unterschätzung führen.

Abbildung 126

Bestandesniederschlag und Sickerwassermenge der Streulysimeter und in 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsfächen. Für den Bestandesniederschlag ist der Mittelwert aller Einzelmessungen (n zwischen 4 und 12) und die Standardabweichung dargestellt. Die dargestellte Sickerwasserrate ist der Mittelwert beider Parzellen einer Variante. Die Abweichungen der Sickerate zwischen den Varianten einer Versuchsfäche sind durch die CI-Korrektur bedingt.



Die CI-korrigierte Sickerwassermenge (Abb. 126) weist auf keiner der Versuchsfächen signifikante zeitliche Trends auf. Durch die CI-Korrektur weisen die Varianten in AD und IO teils deutliche Abweichungen voneinander auf, allerdings ohne eine Abhängigkeit zu der aufgetragenen Kalkdosis zu zeigen. HS zeigt in allen Tiefenstufen die geringsten Abweichungen, was auf eine gleichmäßigere Versickerung des Niederschlags auf dieser Fläche hindeutet. Dies dürfte insbesondere durch die

Bodenart und das dadurch bedingte Einzelkorngefüge (Tab. 3) bedingt sein, wohingegen das Subpolyederggefüge und der höhere Tonanteil in AD und IO verstärkt für eine Formung und Konservierung von Abflussbahnen im Boden sorgen könnten.

5.8.2 Bodenprobenahme

Im Gegensatz zu den Messungen mit Saugkerzen beeinflusst die Flächenheterogenität bei der Bodenprobenahme nicht nur die Ergebnisse eines Termins (z. B. die Erstaufnahme bzw. Probenahme nach dem Einbau der Saugkerzen), sondern auch die Ergebnisse verschiedener Termine einer Parzelle, da sich der Ort der Probenahme jedes Mal ändert. Ellenberg et al. (1986, S. 389) bemerkten bereits, dass „zum Nachweis zeitlicher Trends erhebliche Anforderungen an die Präzision der [bodenkundlichen] Messungen (...) zu stellen sind“ und diese stets „vor dem Hintergrund einer hohen räumlichen Variabilität und einer oft nur geringfügigen, gleichwohl für die Stoffbilanzen sehr bedeutsamen Änderungsraten“ mit Vorsicht zu interpretieren sind. Stets sollten verbundene, jedoch soweit möglich unabhängig erhobene Messgrößen herangezogen werden, um die Veränderungen auf Plausibilität zu überprüfen. Des Weiteren müssen auch die schon häufig diskutierten Probleme bei der Humus-Mineralbodentrennung und Unsicherheiten bei der Ermittlung von TRD und Skelettgehalt berücksichtigt werden (Federer 1982; Gifford & Roderick 2003; Block & Gauer 2012), insbesondere wenn im Verlauf langfristiger Untersuchungen Probenahmen von unterschiedlichen Bearbeitern durchgeführt werden. All diese Unsicherheiten führen auch auf den Flächen des Kompensationsversuchs zu Abweichungen und Schwankungen der Vorräte, die sich nicht durch die im Ökosystem ablaufende Prozesse erklären lassen.

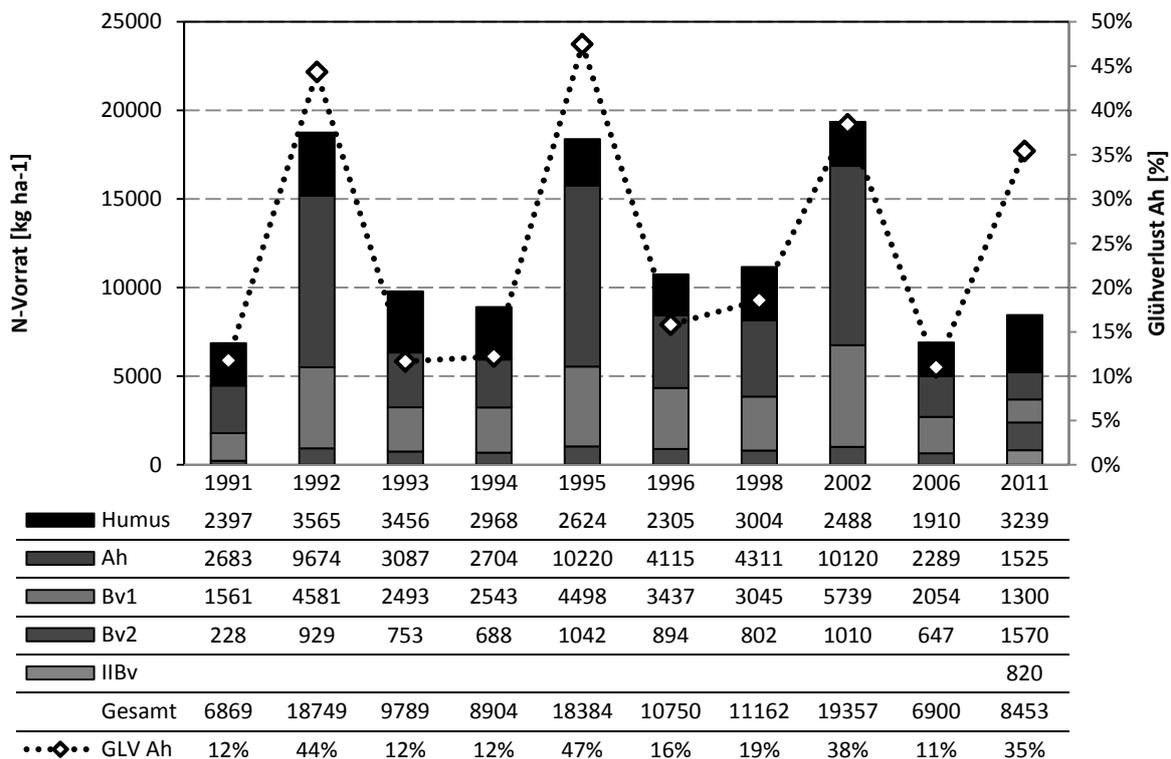
Am Beispiel der N-Vorräte in IO zeigt sich, dass sich die Jahre 1992, 1995 und 2002 deutlich von den restlichen Jahren durch höhere Vorräte abheben, was insbesondere durch höhere Vorräte im Ah- und Bv1-Horizont bedingt ist (Abb. 127). Dies wird insbesondere durch die Festlegung der Trennlinie zwischen Humusauflage und Mineralboden verursacht, wie die Betrachtung des Glühverlustes des Ah-Horizontes zeigt. Der Humusgehalt im Ah sollte nach den Vorgaben der bodenkundlichen Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden 2005) weniger als 30 % betragen. Die deutlich höheren Glühverluste vor allem in den Jahren 1992, 1995 und 2002 weisen auf eine Mitbeprobung von Oh-Material hin, was meist zu höheren Elementkonzentrationen führt. Dies hat zur Folge das in diesen Jahren die nur einmalig zu Versuchsbeginn bestimmten Horizontmächtigkeiten und Lagerungsdichten mit unpassenden Elementkonzentrationen multipliziert werden, was zu einer Überschätzung der Element-Vorräte führt.

Auch bei der im Jahr 2011 durchgeführten Bodenprobenahme wurde die Nulllinie (Grenze zwischen Humusauflage und Mineralboden) im Gelände den Glühverlustwerten zufolge fehlerhaft eingeschätzt. Jedoch verhindern die Vermessung der Horizontmächtigkeiten jeder Einzelprobe sowie die mit

Stechkappen erneut erhobene TRD der Horizonte eine derartige Überschätzung der Vorräte. Bei Bodenprobenahmen, die im Rahmen zeitlicher Vergleiche an einem Standort durchgeführt werden, sollte stets eine Ermittlung dieser Parameter erfolgen, um Unterschiede in der Ansprache soweit wie möglich auszugleichen.

Abbildung 127

N Vorräte der beprobten Horizonte der Kontrollfläche in IO von 0-60 cm Tiefe (Darstellung als Balken) und der Glühverlust des Ah-Horizontes (Darstellung als Rauten). In der unter der Abbildung vorhandenen Datentabelle sind die Vorräte [kg ha⁻¹] der Horizonte nochmals aufgeführt.



Allerdings erscheinen die Schwankungen der N-Gesamtvorräte, auch wenn die Jahre mit einer abweichenden Humusauflage-Mineralboden-Trennung außer Acht gelassen werden, zwischen den Probenahmeterminen von teils mehr als 1000 kg ha⁻¹ nicht plausibel. Dies könnte zum Teil durch die Analysenstreuung (vgl. Block & Gauer 2012, S. 205) sowie Unterschiede im Skelettgehalt bedingt sein, falls sich dieser auf die Konzentrationen des Feinbodens auswirkt. Dieser kann wie die TRD und die Horizontmächtigkeit kleinräumig deutlich variieren und ging in die Vorratsberechnung der vorliegenden Arbeit als konstanter Wert für alle Parzellen einer Versuchsfläche ein. So stellte Kruchten (1998) bei der Voruntersuchung von 14 Parzellen der Untersuchungsfläche Fischbach (Saarland), die in ihren Ausmaßen in etwa den Flächen des Kompensationsversuchs entspricht, je nach Tiefenstufe Schwankungen von 25 bis 50 % des Skelettgehalts fest. Ausgehend von der Annahme, dass im Beobachtungszeitraum keine Vorratsveränderung stattgefunden hat, können arithmetischer Mittelwert und Standardfehler, der die durchschnittliche Abweichung vom wahren Mittelwert angibt,

berechnet werden (Tab. 75). Trotz siebenmaliger Probenahme liegt die Unsicherheit immer noch bei ca. 1300 kg N ha⁻¹.

Tabelle 75

Deskriptive Statistik der N Vorräte der Kontrolle in Idar-Oberstein für die Jahre 1991, 1993, 1994, 1996, 1998, 2006 und 2011. Die Jahre 1992, 1995 und 2002 mit abweichender Humusaufgabe-Mineralboden-Trennung (siehe Abb. 127) wurden nicht in die Berechnungen mit einbezogen.

Deskriptive Statistik	Angaben in [kg ha ⁻¹] oder in [%]
Mittelwert	8975
Standardabweichung	1713
Standardabweichung in %	19%
Standardfehler	648
Standardfehler in %	7%
Stichprobenanzahl n	7
Spanne der durchschnittliche Abweichung vom wahren Mittelwert	1295 (8328 - 9623)

Werden die Vorräte trotzdem zur Berechnung der Vorratsveränderungen herangezogen, kann durch eine Fehlerbetrachtung die Auswirkung der Messungenauigkeit durch die Streuung innerhalb eines Probenahmetermins verdeutlicht werden. Wird die Aufnahme 1991 als Ausgangszustand angenommen (Tab. 76), kann durch das bilden der Differenz zum Vorrat des Jahres 2011 die N-Anreicherung im Beobachtungszeitraum bestimmt werden (Tab. 77). Ausgehend von den einzelnen Vorratswerten der sechs Mischproben pro Jahr wurde für beide Probenahmetermine der Standardfehler berechnet. Dieser dient im angeführten Beispiel als Unsicherheit der Vorratsbestimmung. Demnach liegt die Zunahme der N-Vorräte von 1991 bis 2011 im Bereich zwischen 1082 bis 2086 kg N ha⁻¹.

Tabelle 76

Deskriptive Statistik der N Vorräte der Kontrolle in IO bei der Probenahme 1991 und 2011 (n = 6).

N [kg ha ⁻¹]	Probenahme 1991 (Ausgangszustand)	Probenahme 2011 (Endzustand)
Mittelwert	6869	8453
Standardabweichung	487	1205
Standardabweichung in %	7%	14%
Standardfehler	199	461
Standardfehler in %	2,9%	5,5%

Tabelle 77

Entwicklung der N Vorräte der Kontrolle im Zeitraum 1991 bis 2011.

Entwicklung der N-Vorräte (Boden) im Zeitraum 1991 bis 2011	N [kg ha ⁻¹]	Anteil an der mittleren N-Anreicherung
Mittlere N-Anreicherung: 8453 - 6869	1584	
Max. N-Anreicherung: (8453 + 461) – (6869-199)	2244	142%
Min. N-Anreicherung: (8453-461) – (6869+199)	924	58%
Mittlerer Fehler: $\pm\sqrt{461^2 + 199^2}$	502	32%
Spanne der durchschnittliche Abweichung vom wahren Mittelwert	1082 bis 2086	

Wenn der Verbleib der gedüngten Elemente untersucht werden soll, kommt zudem noch der Einfluss der Gleichmäßigkeit der Ausbringung hinzu (vgl. Matzner et al. 1985). Generell bewegen sich die in der Literatur zu findenden Angaben zur Menge des anhand von Bodenprobenahmen wiedergefundenen Ca und Mg bei Kalkungsversuchen in einem weiten Rahmen (vgl. Kap. 5.8.4). Als Grund für die bezüglich der Kalkungsmenge zu hohen Vorräte, wurde eine ungleichmäßige Verteilung des Materials angegeben. Bei den Versuchsanlagen des Kompensationsversuchs nehmen die Unterschiede zwischen den einzelnen Mischproben mit steigender Kalkdosis zu (Abb. 26, Abb. 27), was auf Schwierigkeiten bei der gleichmäßigen Ausbringung des Kalks schließen lässt. Ebenfalls können Variationen in den Elementvorräten im Boden der einzelnen Parzellen vor der Kalkung die Berechnung der wiedergefundenen Menge stark beeinflussen. So zeigen die Ergebnisse der Untersuchungsfläche Fischbach, dass die mit der Dosierung von 3 t Dolomit ha⁻¹ ausgebrachten 350 kg Magnesium innerhalb der Spannweite der 14 beprobten Parzellen liegen (vgl. Kruchten 1998). Für die Versuchsfelder des Kompensationsversuchs wurden die Elementvorräte der einzelnen Parzellen vor Versuchsbeginn nicht erhoben, was die Bewertung späteren Beprobungen erheblich beeinträchtigt. Diese verschiedenen Einflussgrößen unterstreichen, dass die Ermittlung von Vorratsveränderungen und des Verbleibs ausgebrachter Elemente über Bodenprobenahmen mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

5.8.3 Mineralverwitterung

In der vorliegenden Arbeit wurde die Element-Freisetzung durch die Mineralverwitterung anhand des steady-state Modells PROFILE (Sverdrup & Warfvinge 1993b) kalkuliert. Einige der im Modell getroffenen Annahmen und Voreinstellungen können jedoch nur unzureichend anhand der erhobenen Messdaten überprüft werden.

Zum einen wurden die im Modell als Voreinstellung enthaltenen Verwitterungskoeffizienten der Minerale aus Laborexperimenten der Modellentwickler hergeleitet, die zumeist auf gesiebten Proben beruhen. Dies kann zu einer Überschätzung der Freisetzungsrates aufgrund einer Oberflächenvergrößerung gegenüber ungestörten, aggregierten Bodenproben führen, da bei einer

ungestörten Bodenprobe trotz gleicher Bodenart ein Teil der Minerale, die sich im Innern der Aggregate befinden, nicht benetzt wird und somit auch nicht zur Freisetzung beiträgt (vgl. Hildebrand 1994). Die Übertragbarkeit der aus Laborexperimenten hergeleiteten Freisetzungsraten auf die Situationen auf den Versuchsflächen ist problematisch, da die tatsächlich an der Verwitterung beteiligte Oberfläche sowie die Auswirkung der Bodenorgansimen, Pflanzenwurzeln und der Mykorrhiza (vgl. Blum et al. 2002; Burford et al. 2003; van Schöll et al. 2007; Calvaruso et al. 2009) nur unzureichend erfasst werden können. Des Weiteren wird in PROFILE von einer kongruenten Mineralauflösung (Jönsson et al. 1995; Fichter et al. 1998) ohne Rückstände und (Ton-)Mineralneubildungen (Holmqvist et al. 2001) ausgegangen. Eine erneute Festlegung der Zersetzungsprodukte wird somit nicht berücksichtigt, was zu einer Überschätzung der Freisetzungsraten führen kann (Franke 2009), wenn beispielsweise ein Teil des K, welches bei der Verwitterung von Kali-Feldspäten freigesetzt wird, in neu entstehende Illite eingebaut wird (vgl. Scheffer et al. 2002, S. 41 ff.).

Ein weiterer Faktor ist, dass PROFILE von einem deutlichen Einfluss des CO₂-Partialdrucks auf die Freisetzungsraten ausgeht. In neueren Arbeiten (Golubev et al. 2005; Brantley 2008) wurde jedoch ein über den pH-Einfluss hinausgehende Wirkung des CO₂-Partialdrucks in Frage gestellt. Stephens (2002) führte umfassende Untersuchungen zum CO₂-Einfluss auf die Verwitterungsraten durch und empfiehlt ebenfalls diesen von PROFILE ausgehenden Anteil nicht zu verwenden. In der für die Simulationen der Verwitterungsraten der Kompensationsversuche verwendeten PROFILE-Anwendung wurde dementsprechend die CO₂-abhängige Verwitterung „ausgeschaltet“ (Block et al. 2015).

Unter der Annahme, dass sich Na wie Cl weitestgehend inert im Ökosystem verhält (vgl. Kap. 2.8.1 und Kap. 2.8.4), lässt sich über die Na-Bilanz die Na-Freisetzung aus der Mineralverwitterung herleiten, um die modellierten Freisetzungsraten aus PROFILE zumindest hinsichtlich Na zu überprüfen. Der Anstieg der Na-Fracht im Sickerwasser in 10 cm Tiefe gegenüber der Na-Fracht im Wasser der Streulysimeter lässt vermuten, dass Na auf den Versuchsflächen in messbaren Mengen freigesetzt wird (Tab. 78). Die austauschbaren Vorräte im Boden geben keine Hinweise auf einen Auf- oder Abbau der austauschbaren Na-Vorräte (Tab. 78).

Die Na-Bilanz ist auf allen Versuchsflächen negativ, wenn sie ohne die Freisetzung aus der Mineralverwitterung berechnet wird (Tab. 79). Wird die Mineralverwitterung aus PROFILE in die Berechnung der Bilanzen mit aufgenommen, ergibt sich in AD und HS eine annähernd ausgeglichene Na-Boden-Bilanz. In IO hingegen reicht der zusätzliche Input durch die Mineralverwitterung nicht aus, um die Boden-Bilanz auszugleichen bzw. positiv werden zu lassen, was auf eine leichte Unterschätzung der Na-Freisetzung hindeutet. Wird die CO₂-abhängige Verwitterung mit in die Berechnung aufgenommen, führt dies sowohl in AD als auch in IO zu einer Überschätzung der Na-Freisetzung und bestätigt die getroffene Annahme, diesen Teil der PROFILE-Modellierung aus

weiterführenden Berechnungen aufgrund der zu hohen Freisetzungsraten auszuschließen. Aufgrund der in HS ohnehin sehr geringen Freisetzungsraten, wirkt sich der Einfluss des CO₂-Partialdrucks nur marginal aus (vgl. Tab. 80). Für Na sind die modellierten Freisetzungsraten plausibel, jedoch sind diese Ergebnisse nur mit erheblichen Einschränkungen auf die Freisetzungsraten der anderen Elemente übertragbar. Zudem ist Na analytisch durch die leichte Kontamination der Probe sowohl bei der Probenahme als auch bei der Analyse problematisch.

Tabelle 78

Mittelwerte der austauschbaren Na Vorräte aller Parzellen der Jahre 1991 und 2011 und der Summe der Na Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) und aus 10 cm Tiefe im Zeitraum 1989-2012.

	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Austauschbarer Na-Vorrat (1991) [kg ha ⁻¹]	43,8	42,7	54,3
Austauschbarer Na-Vorrat (2011) [kg ha ⁻¹]	45,9	40,5	36,9
SW-Fracht 0 cm Summe 1989-2012 [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	284,8	154,0	75,6
SW-Fracht 10 cm Summe 1989-2012 [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	374,9	195,8	93,6

Tabelle 79

Vergleich der mittels PROFILE kalkulierten Na Freisetzung mit der Na Bilanz der Versuchsflächen. Dargestellt sind die Mittelwerte der aufsummierten Na Fracht [kg ha⁻¹ 24a⁻¹] des Beobachtungszeitraums aller Parzellen.

Na-Fracht [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Deposition	+289,2	+147,8	+86,7
SW-Fracht 60 cm Summe 1989-2012	-333,6	-210,0	-99,2
Festlegung Biomasse	-8,5	-5,8	-1,8
Bilanz ohne MV	-52,9	-68,0	-14,3
MV PROFILE: ohne CO ₂	+50,0 (-5%)	+51,1 (-25%)	+9,0 (-37%)
MV PROFILE: mit CO ₂	+88,4 (+67%)	+77,2 (+14%)	+11,7 (-18%)

Tabelle 80

Vergleich der mit PROFILE berechneten jährlichen Elementfreisetzungsraten durch Mineralverwitterung von 0-60 cm Tiefe mit und ohne CO₂ Einfluss.

	Na [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	K [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Ca [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Mg [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
Adenau (ohne CO ₂)	2,08	4,61	0,88	1,44
Adenau (mit CO ₂)	3,68	8,41	1,63	2,87
Idar-Oberstein (ohne CO ₂)	2,13	8,12	0,69	1,68
Idar-Oberstein (mit CO ₂)	3,22	12,93	1,06	2,81
Hochspeyer (ohne CO ₂)	0,38	3,05	0,12	0,17
Hochspeyer (mit CO ₂)	0,49	3,49	0,19	0,26

Die positiven K-Bilanzen in AD und IO (Tab. 88) bei gleichzeitig schlechter K-Versorgung der Bestände (Abb. 65, Abb. 81) lassen eine Überschätzung der Freisetzung vermuten. Auch dass die austauschbaren K-Vorräte (Abb. 28) in der Größenordnung der K-Anreicherung im Beobachtungszeitraum liegen, deutet ebenfalls auf eine Überschätzung hin. Jönsson et al. (1995) berichten von einer Überschätzung der K-Freisetzung bei der Anwendung von PROFILE für einen Fichtenbestand im Solling und führen dies auf die in PROFILE unterstellte kongruente Auflösung der Tonminerale zurück. Fichter et al. (1998) vermuten aus gleichem Grund eine Überschätzung der Mg-Freisetzung. Houle et al. (2012) fanden bei dem Vergleich zwischen den Ca-Freisetzungsraten der PROFILE-Simulation und den Ca-Frachten in 21 untersuchten Einzugsgebieten gute Übereinstimmungen. Jedoch wurden bei diesem Vergleich die Mg-Freisetzung um 51 %, die Na-Freisetzung um 120 % und die K-Freisetzung sogar um 590 % überschätzt.

Die Unsicherheiten, die die Anwendung von PROFILE mit sich bringt, werden in der aktuellen Literatur ausgiebig diskutiert und der Bedarf einer Anpassung der Auflösungskinetik einer größeren Anzahl verschiedener Tonminerale anhand weiterer Laborexperimente empfohlen (vgl. Holmqvist et al. 2001; Klaminder et al. 2011; Houle et al. 2012; Futter et al. 2012). Bis dies geschehen ist, empfehlen Futter et al. (2012) den gleichzeitigen Einsatz von mindestens drei verschiedenen Berechnungsansätzen, um mit deren Mittelwert die Freisetzung abzuschätzen. Allerdings stehen für die in Rheinland-Pfalz dominierenden geschichteten bzw. unterschiedliche Materialien enthaltenen Böden keine Alternativverfahren zu PROFILE zur Verfügung (Block et al. 2015). Klaminder et al. (2011) hingegen raten dazu, wenn möglich ganz auf den Einsatz von Freisetzungsraten zu verzichten und die Auswirkungen von Nutzungsentzügen nicht an Stoffbilanzen, sondern an qualitativen Parametern des Bodens und des Bodenwassers fest zu machen. Bilanzen sind jedoch als Instrument zur Vorhersage der Auswirkungen von Stoffentzügen oder -zufuhren auf den Elementhaushalt von Ökosystemen unverzichtbar. Der Einsatz qualitativer Parameter erlaubt lediglich eine Einschätzung des Ist-Zustandes und ist keineswegs ein gleichwertiger Ersatz von Elementbilanzen zur Prognostizierung des Stoffdrifts und Steuerung von Holzernte oder Düngemaßnahmen. Deshalb sollte unbedingt eine Verbesserung der Parametrisierung von Modellen durch experimentell ermittelte Freisetzungsraten unter möglichst natürlichen, standortsbezogenen Verhältnissen angestrebt werden.

5.8.4 Ca- und Mg-Rückhalt

Welche Menge des mit der Kalkung ausgebrachten Ca und Mg noch auf den jeweiligen Varianten vorhanden ist, lässt sich sowohl über die Bilanzen als auch über die Vorratsberechnung anhand der Bodenprobenahme herleiten. Im folgenden Abschnitt werden diese beiden Ansätze verglichen und auftretende Abweichungen diskutiert.

Ansatz 1: Herleitung über die Bodenvorräte

Die austauschbaren Vorräte der Kalkungsvarianten in der Humusaufgabe und dem Mineralboden sind sowohl bei Ca als auch bei Mg verglichen mit der Kontrolle erhöht (Abb. 26, Abb. 27). Das Verhältnis dieser Differenz zur mit der Kalkung ausgebrachten Menge kann im weitesten Sinne als wiedergefundener Anteil bezeichnet werden (vgl. Matzner et al. 1985):

$$\text{Wiedergefundener Anteil} = \frac{(\text{Vorrat Variante} - \text{Vorrat Kontrolle})}{\text{Mit Kalkung ausgebrachte Menge}} \quad [42]$$

Jedoch können bereits verhältnismäßig geringe Unterschiede in den vorhandenen Vorräten zu Versuchsbeginn, eine ungleichmäßige Ausbringung des Kalks sowie die schon vorstehend diskutierten Probleme bei der Bodenprobenahme und Vorratsberechnung, wie Humus-Mineralbodentrennung und Unsicherheiten bei der Ermittlung von TRD und Skelettgehalt, zu starken Verzerrungen führen (Federer 1982; Matzner et al. 1985; Gifford & Roderick 2003; Block & Gauer 2012) (vgl. Kap. 5.8.1). Dies könnte ein Grund für den teils sehr hohen (in AD) bzw. sehr niedrigen (in IO) wiedergefundene Anteil bei den Varianten 1 und 3 mit niedriger Kalkdosis sein (Tab. 81, Tab. 82), da diese geringen Mengen durch die genannten Varianzen in den Vorräten überdeckt werden können.

AD weist den höchsten Ca-Rückhalt im Boden auf, in HS wird hingegen tendenziell am meisten des ausgebrachten Mg im Boden wiedergefunden. Generell gibt es in der Literatur deutliche Unterschiede in der Menge des wiedergefundene Ca und Mg. Matzner et al. (1985) fanden drei Jahre nach der letzten und zehn Jahre nach der ersten Kalkung in einem Fichtenbestand 88 % und in einem Buchenbestand mehr als 140 % des ausgebrachten Materials wieder. Als wahrscheinlicher Grund für die bezüglich der Kalkungsmenge zu hohen Vorräte, wurde eine ungleichmäßige Verteilung des Materials angegeben. Huber et al. (2006) berichten, dass nach 20 Jahren noch 33 % des in der Kalkung von 4 t ha⁻¹ enthaltenen Ca in den oberen 40 cm wiedergefunden wurden, das Mg allerdings fast komplett ausgewaschen wurde. Auch in der vorliegenden Arbeit lässt sich ein größerer Anteil des ausgebrachten Ca als des Mg wiederfinden. 40 Jahre nach der Kalkung mit zusätzlicher Düngung zweier Kiefernbestände konnten Prietzel et al. (2008) noch 40 bis 70 % des ausgebrachten Ca und 38 bis 337 % des ausgebrachten Mg wiederfinden, wobei nur eine geringe Mg-Menge von 32 kg ha⁻¹ ausgebracht wurde. Prietzel et al. (2008) vermuteten, der hohe Anteil des wiedergefundene Ca (und Mg) könne mit den geringen Niederschlägen im Versuchsgebiet zusammenhängen (ca. 600 mm). Dies könnte auch der Grund für den niedrigen Anteil des wiedergefundene Ca und Mg der Versuchsanlage IO sein, die verglichen mit AD deutlich höhere jährliche Niederschläge aufweist (Tab. 2), was zu einer schnelleren Auswaschung von Ca und Mg führen könnte (Guckland et al. 2012). Die breite Spannweite von 1 bis 103 % bei Ca und 1 bis 98 % bei Mg in der vorliegenden Arbeit deckt sich somit mit den Vergleichswerten aus anderen Untersuchungen und verdeutlichen die große Unsicherheit, mit der diese Art der Berechnung behaftet ist.

Ansatz 2: Bilanzen

Um Aussagen über den Rückhalt des ausgebrachten Mg und Ca im Ökosystem zu treffen, wird von der Input-Output-Bilanz des Untersuchungszeitraums der Kalkungsvariante (x) die Input-Output-Bilanz der Kontrolle abgezogen [43]. Hierdurch wird berücksichtigt, dass auf den Kontrollen negative Ca- und Mg-Salden vorliegen. Ohne diesen Abgleich mit der jeweiligen Kontrolle würde die wiedergefundene Elementmenge daher überschätzt. Negative Bilanzen der Kontrolle sorgen folglich für einen Anstieg der wiedergefundenen Menge, was im Sinne der Vergleichbarkeit mit der wiedergefundenen Menge anhand der Vorräte mit in die Berechnung einbezogen werden muss, da auch hier eine Abnahme der Vorräte im Zeitraum seit der Kalkung zu einem Anstieg der wiedergefundenen Menge führt.

$$\text{Wiedergefundener Menge} = \text{KD}_x - \text{SW (60 cm)}_x - F_x + \text{TD} + \text{MV} - \text{Bilanz}_{\text{Kontrolle}} \quad [43]$$

Die Bilanz der Kontrolle entspricht:

$$\text{Bilanz}_{\text{Kontrolle}} = \text{TD} + \text{MV} - \text{SW (60 cm)}_{\text{Kontrolle}} - F_{\text{Kontrolle}} \quad [44]$$

Somit kann nach Kombination der beiden Gleichungen die wiedergefundene Menge allein durch den Austrag mit dem Sickerwasser (SW) und der Festlegung im Bestand (F) berechnet werden:

$$\text{Wiedergefundener Menge} = \text{KD}_x - \text{SW (60 cm)}_x - F_x + \text{SW (60 cm)}_{\text{Kontrolle}} + F_{\text{Kontrolle}} \quad [45]$$

Das Ergebnis wird dann durch die ausgebrachte Elementmenge geteilt, um, wie anhand der Vorratsberechnung der Bodenprobenahme gezeigt, den wiedergefundenen Anteil zu erhalten.

Vergleich der beiden Ansätze

Beim Vergleich der beiden Ansätze fallen die teils extrem voneinander abweichenden Ergebnisse je nach Versuchsfläche und Element auf (Tab. 81, Tab. 82). Wie die Bodenprobenahme ist auch die Bilanzierung der Elemente, insbesondere durch das Fehlen der parzellen-internen Variation der Sickerwasserfracht, mit Unsicherheiten behaftet.

So können hohe Abweichungen zwischen diesen beiden Herleitungen z. B. durch eine ungleichmäßige Ausbringung oder eine Umverteilung des Materials verursacht werden, wodurch an Probenahmepunkten oder Saugkerzenstandorten, welche weniger oder mehr gekalkt wurden als vorgesehen, eine falsche Bezugsmenge angenommen wird. Dies lässt sich anschaulich an einem einfachen Rechenbeispiel verdeutlichen (Tab. 83). Während im Falle einer geringeren Menge die Berechnung des wiedergefundenen Materials auf Basis der Vorräte im Boden einen geringeren Anteil ergeben würde, da die Bezugsmenge des damals ausgebrachten Materials zu hoch angenommen wird, führt die Berechnung auf Basis der Bilanzen zu einem höheren Anteil, da bei einer geringeren

aufgebrachten Menge auch nur eine geringere Mengen mit dem Sickerwasser verlagert wird. Eine zu hohe Menge führt zu einem entgegengesetzten Ergebnis. Der wiedergefundene Anteil der Variante 1 in IO lässt möglicherweise auf das Ausbringen einer geringeren Menge als vorgesehen an den beprobten Stellen der Parzelle schließen.

Tabelle 81

Anteil des wiedergefundene Ca für die Herleitung über die Bodenprobenahme und über die Ca Bilanz. Die im Vergleich beider Verfahren jeweils höheren Anteile sind grau hinterlegt.

Wiedergefundener Ca-Anteil	Variante				
	1	3	6	7	8
AD Boden	68%	98%	99%	85%	103%
AD Bilanz	36%	47%	56%	70%	84%
IO Boden	7%	1%	71%	95%	41%
IO Bilanz	65%	59%	53%	71%	86%
HS Boden	78%	66%	50%	59%	70%
HS Bilanz	54%	71%	80%	83%	92%

Tabelle 82

Anteil des wiedergefundene Mg für die Herleitung über die Bodenprobenahme und über die Mg Bilanz. Die im Vergleich beider Verfahren jeweils höheren Anteile sind grau hinterlegt

Wiedergefundener Mg-Anteil	Variante				
	1	3	6	7	8
AD Boden	37%	47%	42%	41%	98%
AD Bilanz	4%	57%	29%	50%	65%
IO Boden	9%	1%	35%	46%	37%
IO Bilanz	57%	72%	46%	74%	79%
HS Boden	58%	64%	46%	36%	81%
HS Bilanz	77%	58%	72%	81%	83%

Da sich aber beide Herleitungen, sowohl über die Elementflüsse als auch über die Vorräte, in der Höhe des wiedergefundene Anteils zumeist abwechseln und nicht eine Herleitung systematisch höhere bzw. niedrigere Ergebnisse produziert, ist dies ein deutlicher Hinweis, dass sowohl die Vorräte als auch die Elementflüsse in ihrer Größenordnung zu einander passen, jedoch mit deutlichen Unsicherheiten behaftet sind.

In der Literatur zu Kalkungs- und Düngerversuchen sind gezielte Vergleiche dieser beiden Ansätze nicht zu finden. Wohl auch, weil eine umfassende Bilanzierung mit einem sehr hohen Aufwand verbunden ist. Von Ellenberg et al. (1986, S. 388 f.) wird das Problem der, verglichen mit den Vorräten, zumeist geringen Flüsse der Stoffbilanzen vor dem Hintergrund der hohen räumlichen

Variabilität diskutiert. Empfohlen wird, die Veränderung von unabhängig voneinander erhobenen, jedoch ökosystemar verbundenen Parametern zu betrachten, um Trends zu untermauern. Unterschiede zwischen Bilanzierung und Vorratsveränderungen werden jedoch bei Ladanai et al. (2007) erwähnt. So fanden diese 56 % des gedüngten N in den Vorräten wieder. Mehr als sich über Stoffflüsse erklären lassen und 26 % mehr als bei einer vorangegangenen Untersuchung der Vorräte auf den gleichen Flächen (Tamm et al. 1999).

Tabelle 83

Beispielhafte Darstellung der Auswirkungen einer falsch angenommenen Bezugsmenge auf die Berechnung der wiedergefundenen Elementvorräte. Bei Beispiel 1 wurde an die beprobte Stelle eine zu geringe Menge ausgebracht (200 anstatt 500 kg Mg ha⁻¹), was zu einer Unterschätzung des Anteils über die Vorratsberechnung führt und im Gegenzug eine Überschätzung des Anteils über die Bilanzen verursacht. Im Beispiel 2 führt eine höhere Menge (800 anstatt 500 kg Mg ha⁻¹) zu dem entgegengesetzten Effekt.

Mg [kg/ha]	Bsp. 1: Zu geringe Menge ausgebracht		Bsp. 2: Zu hohe Menge ausgebracht	
	Kalkung (soll)	Kalkung (tatsächlich)	Kalkung (soll)	Kalkung (tatsächlich)
Dosis bei der Kalkung 1989	500	200	500	800
Bodenvorrat 2011: Vorhandene Menge, berechnet als Differenz zur Kontrolle	100	100	400	400
Wiedergefunden	100/500 (20%)	50%	400/500 (80%)	50%
Verlust von 1989-2012: Berechnet über die Element-Flüsse	100	100	400	400
Wiedergefunden	(500-100)/500 (80%)	50%	(500-400)/500 (20%)	50%

Eine weitere Ursache von Unterschieden in den Ergebnissen dieser beiden Berechnungsansätze ist, dass der jeweils betrachtete Mg- und Ca-Vorrat nicht identisch ist. Bei der Bestimmung der austauschbaren Kationen werden die gelösten und am Austauscher gebundenen Kationen bestimmt. Allerdings wird der in der organischen Substanz gespeicherte oder in die Zwischenschichten der Tonminerale eingebaute und zu einem Teil ebenfalls mittelfristig verfügbare Teil nicht vollständig erfasst. Diese dürften jedoch bei der Berechnung der Stoffflüsse einen merklichen Anteil ausmachen. Die aus dem Königswasser-Extrakt hergeleiteten Vorräte, bei denen die Elemente der organischen Substanz enthalten wären, sind für die Betrachtung des Ca- und Mg-Rückhalts keine aussagekräftige Alternative für die austauschbaren Kationen, da die mit der Kalkung ausgebrachten Menge an Ca und Mg verglichen mit den im Boden bereits vorhandenen säurelöslichen Vorräten und deren hohen räumlichen Variabilität in den Hintergrund tritt.

Zudem kann die für die Berechnung der Ca- und Mg-Festlegung im Bestand getroffene Annahme, dass die Mg- und Ca-Konzentrationen des Bestandes vor der Kalkung den bei der Beprobung 2012 ermittelten Konzentrationen der Kontrolle entsprechen, zu einer Unter- oder Überschätzung der Mg- und Ca-Festlegung führen. Die Zeitreihen der Nadelspiegelwerte geben darauf jedoch keinen Hinweis. In HS wird die Aufnahme in die Biomasse etwas unterschätzt, da Buchen mit einem BHD < 7 cm nicht in die Berechnung mit aufgenommen wurden.

5.8.5 Ausschluss des Einflusses der Megafauna auf den Stoffhaushalt

Die Megafauna wird in der vorliegenden Arbeit wie auch in anderen Untersuchungen zu Nährstoffbilanzen im Ökosystem Wald nicht oder nur am Rande berücksichtigt. Die Datenbasis dieser Modellierungen stammt zumeist aus gezäunten Dauerbeobachtungsflächen, bei denen gezielt der Einfluss des Wildes aus dem Versuchsdesign ausgeschlossen wird. Dabei zeigen Untersuchungen aus anderen Ökosystemen, dass durch zyklisch auftretende Wanderbewegungen der Fauna ein ökosystemar bedeutsamer Nährstofffluss bedingt sein kann (Seagle 2003; Nislow et al. 2004; Wolf et al. 2013; Doughty et al. 2013). Auch wenn großräumige Wanderbewegungen der heimischen Großherbivoren in den Waldgebieten Deutschlands zumeist durch Barrieren und Habitaterschneidung behindert werden (Surkus & Tegethof 2004), lassen sich innerhalb eines Waldgebietes wie beispielsweise dem Pfälzerwald kleinräumig spezifische Bewegungsmuster belegen (Reimoser 1986; Schindeldecker 2010).

Diese Bewegungsmuster und der damit verknüpfte Transport von Biomasse innerhalb eines Waldgebietes können einen bedeutsamen Anteil an der Nährstoffbilanz, insbesondere für in geringen Mengen vorkommende Nährstoffe wie z. B. Phosphor, darstellen (Schütz et al. 2006; Flueck 2009). Ein vorstellbarer Vektor ist z. B. der Nährstofffluss von nährstoffreichen Arealen mit attraktiver Äsung hin zu als Einstand genutzter Gebiete mit hoher Deckung (Reimoser 1986). Vermutlich noch bedeutsamer als die im Waldgebiet stattfindende interne Verlagerung, ist der externe Input. Dieser kann sowohl durch Nahrungsaufnahme außerhalb des Waldes, insbesondere auf landwirtschaftlichen Flächen mit nährstoffreichen Futterpflanzen oder durch das gezielte Füttern des Wildes bedingt sein (vgl. Schley & Roper 2003), was in beiden Fällen einem Nährstoffeintrag in das Ökosystem Wald entspricht.

Zudem wird durch die Zäunung der Versuchsfläche die Bioturbation durch die Megafauna im Bereich der organischen Auflage und des oberen Mineralbodens verhindert. Auf basenarmen und sauren Standorten kommen anektisch lebende Regenwürme zumeist nur in geringer Abundanz vor (Potthoff et al. 2008). Die vertikale Durchmischung des Bodens wird zum Teil durch andere Arten der Bodenmesofauna übernommen, findet aber in einem reduzierten Maße statt (Eisenbeis et al. 1997). In diesem Fall kommt der Wühltätigkeit von *Sus scrofa* eine besondere Bedeutung zu, da dadurch

ebenfalls eine Einarbeitung bzw. Vermischung von Auflagenhumus und Mineralboden erfolgt (Wirthner et al. 2012) und der Nährstoffhaushalt beeinflusst wird (Mohr et al. 2005). Durch das Umbrechen und die Ausscheidungen konnte ein Anstieg der mikrobiellen Aktivität beobachtet werden (Mohr et al. 2005), was einen Anstieg des Nitrifikationsgrades denkbar macht. Gerade auf den gekalkten Flächen, die in der vorliegenden Arbeit eine erhöhte Anfälligkeit gegenüber Störungen zeigen, könnte dies eine Rolle spielen, da diese für *Sus scrofa* eine gesteigerte Attraktivität aufgrund des durch die Kalkung höheren Vorrat an tierischem Eiweiß aufweisen (vgl. Seibt & Reemtsma 1977). Zudem könnte die Kalkung einen stärkeren Verbissdruck auf die dadurch nährstoffreichere Äsung bedingen.

Alle genannten Effekte werden bei Untersuchungen, die sich auf Daten gezäunter Versuchsflächen stützen, unzureichend berücksichtigt. Eine qualitative und quantitative Erfassung des Einfluss des Wildes hinsichtlich Bioturbation und Nährstoffverteilung sollte in weiteren Untersuchungen erfolgen, um die genannten Auswirkung auf die Nährstoffbilanzierung besser beurteilen zu können.

6 Fazit und Ausblick

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, einen Einblick in die langfristigen Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt zu erlangen. Die dafür aufgestellten Stoffbilanzen stellen ein geeignetes Werkzeug zur Bewertung der Einflüsse auf den Stoffhaushalt dar, wenn diese nicht isoliert, sondern wie hier geschehen, eingebettet in die Ergebnisse zusätzlicher Untersuchungen betrachtet werden.

Die Ergebnisse der Kontrollflächen zeigen deutlich, dass die Versuchsflächen weiterhin einer hohen Säurebelastung durch atmogene Deposition und Freisetzung aufgespeicherter Sulfate ausgesetzt sind, welche die Pufferkapazität durch M_b -Kationen weit übersteigt. Nach den geplanten Zielen zur Emissionsreduktion ist in absehbarer Zeit keine deutliche Verbesserung der Säurebelastung zu erwarten. Diese Befunde verdeutlichen die Dringlichkeit, die Deposition von versauernd wirkenden Stoffen auch über die Ziele ab dem Jahr 2030 hinaus weiter zu reduzieren (vgl. Mellert 2010) und den Entzug von Alkalinität mit der Holzernte an den Standort anzupassen (vgl. Meiwes et al. 2008). Ohne diese Reduktionen stellt die Kalkung zwar eine Möglichkeit dar, die negativen Folgen der Säurepufferung zu vermindern, jedoch ohne eine nachhaltige Entspannung des Zustandes herbeizuführen. Somit steht, wie Hildebrand (1994) bereits vor 20 Jahren schrieb, weiterhin die Entscheidung an, „ob wir Wälder den (aus der Sicht des Forstbetriebes nicht beeinflussbaren) Einträgen und ‚Erblasten‘ überlassen, oder ob wir versuchen sollen, durch moderate Zufuhr möglichst systemverwandter Puffersubstanzen und Nährelementlieferanten die Regelmechanismen eines standorttypischen Nährelementkreislaufes zu erhalten bzw. zu restaurieren.“

Gerade im Hinblick auf das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), das vorschreibt „nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen“ (§ 1) und „schädliche Bodenveränderungen“ zu vermeiden (§ 4 Abs. 1⁴), kann die Kalkung als ein Instrument zum Schutz dieser Funktionen verstanden werden. Auch im Landeswaldgesetz ist in § 1 Abs. 1⁵ die Bodenfruchtbarkeit als erhaltenswerte Waldfunktion definiert. Die anthropogen bedingte Säurebelastung, die durch den Export von Biomasse und den atmogenen Eintrag starker Säuren verursacht wird, führt zu einer Beeinträchtigung der Funktionen saurer Waldböden. So lange sich Böden im Al-Pufferbereich befinden, wodurch verstärkt Al^{3+} freigesetzt wird, welches die M_b -Kationen vom Austauschverdrängt, ist die Funktion der Nährstoffspeicherung stark eingeschränkt (vgl. Ellenberg et al. 1986, S. 392). Unter diesen Verhältnissen werden die Tonminerale, die

⁴ BBodSchG (§ 4, Abs. 1): Jeder, der auf den Boden einwirkt, hat sich so zu verhalten, dass schädliche Bodenveränderungen nicht hervorgerufen werden.

⁵ Landeswaldgesetz RLP (§ 1 Abs. 1): den Wald in der Gesamtheit und Gleichwertigkeit seiner Wirkungen dauerhaft zu erhalten, zu schützen und erforderlichenfalls zu mehrern sowie durch Leistungen der Forstwirtschaft zu pflegen und weiterzuentwickeln; die Wirkungen des Waldes bestehen in seinem wirtschaftlichen Nutzen (Nutzwirkung), seinem Beitrag für die Umwelt, insbesondere für (...) die Bodenfruchtbarkeit (...); Leitbild ist die naturnahe Waldbewirtschaftung.

wesentlich an den Reglerfunktionen des Wasser- und Stoffkreislaufs von Waldböden beteiligt sind (Hildebrand 1994; Schüler & Butz-Braun 1997), destabilisiert und letztendlich irreversibel zerstört (vgl. Veerhoff & Brümmer 1992; Mareschal et al. 2012). Sollte demnach die Pufferung durch die Deposition und die Freisetzung von M_b -Kationen nicht ausreichen, um diese hauptsächlich anthropogen bedingte Säurebelastung zu kompensieren, müssten auf solchen Standorten Maßnahmen wie die Bodenschutzkalkung ergriffen werden, um den Erhalt der genannten Bodenfunktionen sicherzustellen.

In Rheinland-Pfalz wurde sich frühzeitig für eine Kalkung von basenarmen Standorten mit einer Dosierung von 3 t Dolomit ha^{-1} zur Kompensation der Säuredeposition entschieden, was, bei Übertragung der Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, bei der praxisüblichen Dosierung zu einer Entlastung des Al-Puffers, einem Schutz der Tonminerale und einer Verbesserung der Wuchsbedingungen und Ernährung der Bestände geführt hat.

Vor allem auf der Versuchsfläche Adenau wird deutlich, dass neben den gewünschten Effekten auch ungewollte Veränderungen wie der Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser hervorgerufen werden können. Da die Gefahr der Mobilisierung von Anionen mit steigender Kalkdosis zunimmt, ist eine Erhöhung der praxisüblichen Menge von 3 t ha^{-1} nicht zu empfehlen. Denn mit einem Anstieg des Anionenausstrags geht stets ein Verlust einer äquivalenten Menge von Kationen einher, was eine Versauerung des Ökosystems bedeutet. Die durch die Kalkung mobilisierten Anionen werden auf den Versuchsflächen zum Großteil von M_b -Kationen begleitet, sodass dies zwar zu einem teilweisen Verlust des ausgebrachten Ca und Mg führt, jedoch keine Belastung des oberflächennahen Grundwassers und der Quellbereiche durch Verlagerung von Al zu erwarten ist.

Die Ausbringung von Kalken mit einem hohen Mg-Anteil, wie in Rheinland-Pfalz mit ca. 40 % $MgCO_3$, sollte unter diesem Gesichtspunkt unbedingt beibehalten werden, da insbesondere Mg zusammen mit Anionen mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird. Ca hingegen verlässt insbesondere über die Nutzung der Biomasse das Ökosystem, sodass der Ca-Verlust durch eine Anpassung der Nutzungsintensität an die standörtlichen Gegebenheiten besser gesteuert werden kann. Um den Austrag von Mg zu vermindern, muss die Konzentration an Anionen im Sickerwasser reduziert werden. Dies geschieht einerseits mit zunehmendem Abbau der aufgespeicherten Sulfat-Vorräte, zeigt andererseits nochmals, wie wichtig die bereits diskutierte Reduktion der N-Einträge in das Ökosystem ist.

Denn auch ohne Kalkung nimmt das Risiko von NO_3^- -Austrägen zu, da auf den drei untersuchten Versuchsflächen eine deutliche N-Anreicherung und damit ein Trend hin zur N-Sättigung des Ökosystems zu verzeichnen ist. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit für die Versuchsfläche Idar-Oberstein liefern Hinweise, dass die Kalkung in Fichtenbeständen zu einem höheren N-Entzug durch Biomasseexport führen könnte. Auf der hochdosierten Variante 8 dieser Versuchsfläche entzieht die Nutzung von Derbholz und Rinde dem Ökosystem bereits eine ausreichende Menge N um die

N-Bilanz negativ werden zu lassen und wirkt somit einer N-Anreicherung entgegen. Dies ist durch die mit der Kalkdosis zunehmenden N-Konzentrationen im Holz der Bäume dieser Versuchsfläche bedingt – ein Effekt der sich für den Fichtenbestand der Versuchsfläche Adenau nicht beobachten lässt. Die Zusammenhänge, die zu den unterschiedlichen Reaktionen der beiden Fichtenbestände führen, sollten in weiterführenden Untersuchungen näher erforscht werden.

Die Anreicherung von N im Ökosystem sowie die Kalkung beeinflussen die Nährstoffversorgung der Bestände. Eine niedriger dosierte Kalkung führt zu einer Verbesserung der Mg- und Ca-Versorgung sowie, bei Betrachtung mehrerer Nährstoffe, einer ausgeglicheneren Ernährung. Auf den höher dosierten Varianten zeigen sich hingegen Anzeichen für eine Verschlechterung der K-Ernährung, sodass eine Erhöhung der praxisüblichen Menge von 3 t ha^{-1} nicht erfolgen sollte, um einem Ungleichgewicht in der Bestandesernährung vorzubeugen.

Die angesprochenen Aspekte zeigen, dass die Kalkung als Instrument zum Erreichen verschiedener Zielsetzungen angesehen werden kann. Dies erklärt auch die Unterschiede bei der Dosierung, dem Kalkungsturnus oder der Identifikation der Kalkungsbedürftigkeit von Standorten in den Kalkungsstrategien der verschiedenen Bundesländer (vgl. Block et al. 1997; MUNLV 2003; NW-FVA 2010; SaarForst 2013; von Wilpert et al. 2013b; Gemballa 2014). Für eine Planung von Kalkungsmaßnahmen ist eine Definition der Ziele wichtig. Dabei stellt sich die Frage, ob mittels Kalkung der aktuelle Zustand erhalten werden soll oder ob die gezielte Herbeiführung von Änderungen erwünscht ist. Beispiele für die Konservierung des Zustandes sind die Kompensation der atmosphären Säuredeposition, der ökosystemaren Säurebelastung oder der Ausgleich von defizitären Ca- und Mg-Bilanzen (unter Berücksichtigung der Holzernte). Demgegenüber stehen zumeist als regenerierend oder restaurierend bezeichnete Kalkungskonzepte, bei denen die Verbesserung bodenchemischer Parameter, der biologischen Aktivität oder der Bestandesernährung sowie die Steigerung der Elementvorräte im Vordergrund stehen. Zumeist finden sich sowohl konservierende als auch restaurierende Aspekte in den Kalkungsstrategien.

Naturschutzfachliche Aspekte sollten ebenfalls bei der Planung von Kalkungskulissen berücksichtigt werden. Auch auf den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Versuchsflächen wurden mehrere Untersuchungen durchgeführt, die klar zeigen, dass die Artenzusammensetzung der Vegetation und der Bodenfauna durch die Kalkung beeinflusst wird (Eisenbeis et al. 1997; Emmerling & Schröder 1997; Mattern 2002a, 2002b, 2002c, 2004; Rubo 2013). Als Grundlage für eine Berücksichtigung ist sowohl eine Definition der auszusparenden, natürlicherweise basenarmen, sauren Standorte als auch deren Kartierung notwendig. Dabei ist zu beachten, dass die „Naturnähe“ jedoch auch durch veränderte Waldbaupraktiken und die flächige N-Eutrophierung verändert wird (Kraft et al. 2003).

Angewandt auf das Kalkungskonzept von Rheinland-Pfalz, bei dem durch die Kalkung neu eingetragene Säuren kompensiert und Nährstoffkreisläufe durch die Verbesserung des bodenchemischen Milieus reaktiviert werden sollen (vgl. Block et al. 1997), bedeuten die Ergebnisse

der vorliegend Arbeit, dass zukünftig von einem Rückgang der bisher im Turnus von zehn Jahren durchgeführten Kalkungsmaßnahmen auszugehen ist. Die SNK der Praxiskalkung mit 3 t Dolomit ha⁻¹ ist in AD und IO erst nach mehr als 20 Jahren annähernd aufgebracht, was ebenfalls dem Zeitraum entspricht, bis die ausgebrachte Mg-Menge das Ökosystem zum Großteil verlassen hat. Zudem ist eine weitere Ausweitung des Kalkungsturnus zu erwarten, da die Deposition versauernd wirkender Verbindungen rückläufig ist und aufgespeicherte Sulfate abgebaut werden. Auf Standorten, die aufgrund des hohen Depositionsniveaus der vergangenen Jahrzehnte und der Bodenart große S-Vorräte aufgebaut haben, sollte nach einem vergleichbaren Zeitraum eine Wiederholungskalkung stattfinden, um der erneuten Drift des Ökosystems hin zu einem Zustand mit stärkerer qualitativer Versauerung entgegenzuwirken. Solche Wiederholungskalkungen werden schon seit Ende der 90er Jahre in Rheinland-Pfalz durchgeführt. Ein Teil der bereits gekalkten Varianten der vorliegenden Arbeit sollten deshalb ebenfalls mit einer zweiten Dosis von 3 t Dolomit ha⁻¹ behandelt werden, um deren Auswirkungen hinsichtlich abweichender Effekte verglichen mit einer Erstkalkung zu überprüfen (siehe Kap. 6.1).

6.1 Versuchserweiterführung

Die für die Untersuchung der Langzeiteffekte von Bodenschutzkalkungen wertvollen Versuchsanlagen sollten unbedingt erhalten und weiter betreut werden. Um die in der Praxis in Rheinland-Pfalz stattfindende Wiederholungskalkung wissenschaftlich zu begleiten, sollten auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit ausgewählte Varianten mit einer weiteren Kalkgabe behandelt werden. Von Interesse ist dabei insbesondere, ob nach einer Wiederholungskalkung abweichende Effekte verglichen mit einer Erstkalkung auftreten. Auf den gekalkten Varianten ist eine veränderte Zusammensetzung der Mikroorganismen-Population zu erwarten (vgl. Emmerling & Schröder 1997), was bei einer größeren Population an Nitrifikanten das Risiko für Nitratausträge erhöhen würde (vgl. Robertson 1982). Zudem ist eine verstärkte Mobilisierung von Sulfat durch eine stärker ausgeprägte pH-Wert-Erhöhung nach der Wiederholungskalkung möglich (vgl. Asche 2001). Sollte dies der Fall sein, ist eine Betrachtung der Pufferreaktionen wichtig, da nur eine Kompensation mit M_b-Kationen ökosystemar verträglich wäre.

Zudem sollte untersucht werden, wie sich einmalig gekalkt Flächen nach dem Verbrauch der mit der Kalkung ausgebrachten SNK weiter verhalten. Da auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit die Säurebelastung der Kalkungsvarianten teils die der Kontrolle übersteigt, besteht entweder die Möglichkeit, dass sich der Zustand unterhalb oder auf dem Niveau der Kontrolle einpendelt oder durch den weiterhin schnelleren Abbau der Sulfate sogar eine stärkere Säurebelastung eintritt. Sollte letzteres der Fall sein, ist nicht ausgeschlossen, dass ein Anstieg der Al-Freisetzung erfolgt, wenn keine M_b-Kationen aus der Kalkung für die Pufferung mehr zur Verfügung stehen. Informationen über

das Mobilisierungspotenzial der gespeicherten Sulfate, zum Beispiel über Untersuchungen nach der von Prietzel & Kölling (1999) vorgeschlagenen Methode, wären in diesem Zusammenhang hilfreich, um das im Boden vorhandene Versauerungspotential abzuschätzen.

In Baden-Württemberg wird zur Kalkung zum Teil ein Dolomit-Holzaschegemisch zur Rückführung von Nährstoffen eingesetzt (v. Wilpert et al. 2011). Auch in Rheinland-Pfalz wird eine solche Beimischung bei der Kalkung von Standorten mit defizitären P- bzw. K-Bilanzen bei gleichzeitig geringen P- bzw. K-Vorräten (z.B. Sande des Buntsandsteins) erwogen (Block 2014). Da diese Standorte durch ihr hohes Versauerungsrisiko zum Großteil in der Vergangenheit bereits gekalkt wurden, sollte auf den Versuchsflächen des vergleichenden Kompensationsversuchs eine der bereits bestehenden Varianten mit einer Dosierung von 3 t Dolomit ha^{-1} mit einem entsprechendem Dolomit-Holzasche-Gemisch behandelt werden.

Des Weiteren haben sich die Ausgangsbedingungen verglichen mit Versuchsbeginn 1989 verändert. Zum einen ist der aufwachsende Bestand gealtert und zum anderen wurden durch die ergriffenen Luftreinhaltemaßnahmen der Sulfateintrag und damit auch die S-Aufspeicherung im Ökosystem reduziert. Allerdings fanden weiterhin eine Versauerung und eine Verarmung des Bodens an basischen Kationen durch die nach wie vor hohe Sulfat-Verlagerung mit dem Sickerwasser statt. Gleichzeitig wurde durch die sich weiterhin auf hohem Niveau befindende Stickstoff-Deposition seit 1989 auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit ca. 400 bis 700 kg Stickstoff pro Hektar im Ökosystem angereichert. Deshalb sollte auf allen Versuchsflächen die bisher nicht instrumentalisierte dritte Kontrollparzelle in zwei von ihrer Flächengröße den restlichen Varianten entsprechenden Parzellen (0,1 ha) unterteilt werden und ebenfalls mit einer Kalkgabe von 3 t Dolomit ha^{-1} behandelt werden. Diese Variante ist wichtig um auszuschließen, dass Unterschiede zwischen der Erstbehandlung und der Wiederholungskalkung nicht auf Änderungen in den Standortbedingungen zurückzuführen sind.

Vor einer erneuten Behandlung ausgewählter Varianten der drei Versuchsflächen sollte unbedingt eine Erfassung des aktuellen Zustandes durch Sickerwasseranalysen und anhand einer Boden- und Nadelprobennahme auf den Parzellen erfolgen. Gleiches gilt bei der Planung von Durchforstungseingriffen, vor deren Durchführung stets eine ertragskundliche Vollaufnahme erfolgen sollte, sodass die Auswirkungen der Entnahme besser erfasst werden können.

Des Weiteren werden Folgeuntersuchungen zum N-Haushalt vorgeschlagen, die weniger reine Stoffbilanzen, sondern verstärkt das Zusammenspiel der im Ökosystem ablaufenden Prozesse und der daran beteiligten Organismen und Kompartimente im Fokus haben. Von besonderem Interesse ist dabei, ob N als Ammonium oder Nitrat vom Bestand aufgenommen wird, um die Unsicherheit bei der Quantifizierung der Säurebelastung durch die Holznutzung zu reduzieren. Aufschluss darüber können Messungen der Nitratreduktaseaktivität in den Wurzeln und der Nadeln geben sowie die Bestimmung des Nitrifikationsgrades im Sickerwasser von Humuslysometern nach Wurzelausschluss als auch Mineralisationsversuche.

Zudem sollte geklärt werden, weshalb der Fichtenbestand in Idar-Oberstein im Gegensatz zu dem in Adenau auf den gekalkten Varianten einen deutlichen Anstieg der N-Konzentrationen im Holz aufweist. Informationen dazu können Untersuchungen der Holz Anatomie im Hinblick auf die Anzahl lebender Holzparenchym-Zellen liefern. Unterschiede zwischen den Beständen könnten durch unterschiedliche Fichten-Genotypen mit Unterschieden in der Holzstruktur oder durch höhere Anteile von NH_4^+ bzw. NO_3^- an der N-Ernährung bedingt sein. In diesem Zusammenhang sollte bei einer erneuten Bestimmung der N-Konzentrationen im Holz, insbesondere auf den Varianten mit hoher Kalkdosis und höheren Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser, ein gesonderter Nachweis von Nitrat im Holz erfolgen, da dies bei den Verbrennungsmethoden im Elementaranalysator nicht erfasst wird, jedoch eine Zwischenspeicherung von NO_3^- denkbar ist (Larcher 2001, S. 184; Schulze et al. 2005, S. 331).

7 Literaturverzeichnis

- Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Auflage, Hannover
- Aldinger, E. (1987): Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein, Schwarzwald. In: Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, 19
- Alewel, C. (2001): Predicting reversibility of acidification: The European sulfur story. *Water, Air, & Soil Pollution* 130, S. 1271–1276, doi:10.1023/A:1013989419580
- Alewel, C.; Manderscheid, B.; Gerstberger, P. & Matzner, E. (2000): Effects of reduced atmospheric deposition on soil solution chemistry and elemental contents of spruce needles in NE-Bavaria, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, S. 509–516
- Andersson, S. & Nilsson, S. (2001): Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biology and Biochemistry* 33, S. 1181–1191
- Antoniadis, V.; Chatzissavvidis, C. & Paparnakis, A. (2013): Boron behavior in apple plants in acidic and limed soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 176, S. 267–272, doi:10.1002/jpln.201100366
- Anttonen, S.; Manninen, a.-M.; Saranpää, P.; Kainulainen, P.; Linder, S. & Vapaavuori, E. (2002): Effects of long-term nutrient optimisation on stem wood chemistry in *Picea abies*. *Trees* 16, S. 386–394, doi:10.1007/s00468-002-0181-7
- Armbruster, M.; Abiy, M. & Feger, K.-H. (2004): Wasserqualität in zwei bewaldeten Einzugsgebieten mit unterschiedlicher Depositionsbelastung - Langfristige Veränderungen und Reaktion auf Kalkung. *Bodenkultur Wien* 18, S. 118–142
- Asche, N. (2001): Stark saure Waldböden mit hohen Stickstoffvorräten - Ist die Bodenschutzkalkung ein Risiko oder dringend erforderlich? In: *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 33, S. 199–208
- Asche, N.; Dohmen, H.; Dame, G.; Nolte, N. & Husemann, T. (2007): Grundwasserschutz durch intensivierete Biomassennutzungen. *AFZ-DerWald*, S. 594–597
- Assmann, E. & Franz, F. (1963): Vorläufige Fichten-Ertragstafel für Bayern. Institut für Ertragskunde der Forstlichen Forschungsanstalt, München
- Augusto, L.; Bakker, M. R.; De Lavaissiere, C.; Jordan-Meille, L. & Saur, E. (2009): Estimation of nutrient content of woody plants using allometric relationships: quantifying the difference between concentration values from the literature and actuals. *Forestry* 82, S. 463–477, doi:10.1093/forestry/cpp019
- Baier, R. (2004): Ernährungszustand und mögliche Anpassungsmechanismen der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) auf Dolomitstandorten der Bayerischen Kalkalpen: Ergebnisse eines Düngeversuches an jungen Schutzwaldsamenpflanzungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 155, S. 378–391, doi:10.3188/szf.2004.0378
- Barker, A. & Pilbeam, D. (2006): *Handbook of plant nutrition*. CRC Press, Boca Raton
- Bartlett, R. J. & McIntosh, J. L. (1969): pH-Dependent Bonding of Potassium by a Spodosol. *Soil Science Society of America Journal* 33, S. 535–539, doi:10.2136/sssaj1969.03615995003300040016x
- Beauregard, S. L.; Côté, B. & Houle, D. (2010): Application of compositional nutrient diagnosis (CND) to the dendrochemistry of three hardwoods in three geological regions of southern Quebec. *Dendrochronologia* 28, S. 23–36, doi:10.1016/j.dendro.2009.01.003
- Becker, R. (2002): *Critical Load-PROFILE 4.4 (Handbuch)*

- Beese, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. In: Göttinger Bodenkundliche Berichte, 90
- Beese, F. (1989): Wirkung von Kalkungs- und Düngungsmaßnahmen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung. In: Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A 49, S. 27–48
- Benecke, P. (1984): Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. In: Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 77
- Benecke, P. (1990): Umweltkontrolle am Waldökosystem. Untersuchungen zum Einfluß der Kompensationskalkung auf den Stoffhaushalt von zwei Nadelholzökosystemen. In: Wissenschaftliche Berichte über Land- und Ernährungswirtschaft in NRW - Reihe C 48, S. 196–231
- Binkley, D.; Burnham, H. & Lee Allen, H. (1999): Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management* 121, S. 191–213, doi:10.1016/S0378-1127(98)00549-0
- Binkley, D. & Högberg, P. (1997): Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management* 92, S. 119–152
- Bittersohl, J.; Walther, W. & Meesenburg, H. (2014): Gewässerversauerung durch Säuredeposition in Deutschland – Entwicklung und aktueller Stand. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 58, S. 260–273, doi:10.5675/Hy-Wa_2014.5_1
- Blaser, P.; Walther, L.; Zimmermann, S.; Graf Pannatier, E. & Luster, J. (2008): Classification schemes for the acidity, base saturation, and acidification status of forest soils in Switzerland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, S. 163–170, doi:10.1002/jpln.200700008
- Blaser, P.; Zysset, M.; Zimmermann, S. & Luster, J. (1999): Soil Acidification in Southern Switzerland between 1987 and 1997: A Case Study Based on the Critical Load Concept. *Environmental Science & Technology* 33, S. 2383–2389, doi:10.1021/es9808144
- Block, J. (1997): Schadsituation der Douglasie in Rheinland-Pfalz. In: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 41, S. 46–75
- Block, J. (2011): Einfluss der Kalkung auf den Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. In: Berichte Freiburger Forstliche Forschung 88, S. 174–183
- Block, J. (2014): Gewährleistung der Nährstoffnachhaltigkeit und Erhaltung der Produktivität der Waldböden. SDW Symposium „Boden- und Wasserschutz im Wald“, 13. März 2014 im BMEL Berlin.
- Block, J.; Bopp, O. & Butz-Braun, R. (1996): Ökochemische Ausstattung wesentlicher Waldbodensubstrate und Bewertung ihrer Empfindlichkeit gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung. In: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 35, S. 43–96
- Block, J.; Dieler, J.; Gauer, J.; Greve, M.; Moshammer, R.; Schuck, J. & Wunn, U. (2015): Gewährleistung der Nachhaltigkeit der Nährstoffversorgung bei der Holz- und Biomasseproduktion im rheinland-pfälzischen Wald. In: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz. (in Vorbereitung),
- Block, J.; Eichhorn, J.; Gehrmann, J.; Kölling, C.; Matzner, E.; Meiwes, K. J.; von Wilpert, K. & Wolff, B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- Block, J. & Gauer, J. (2012): Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz. In: Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 70

- Block, J. & Meiwes, K. J. (2000): Verwendung von Indikatoren für Aluminiumstress im Rahmen des Level II-Programms. *Forstarchiv* 71, S. 44–48
- Block, J. & Meiwes, K. J. (2013): Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: Bachmann et al. (Hrsg.): *Bodenschutz: Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser*. 4200, 1. Lfg. /13. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Block, J.; Roeder, A. & Schüler, G. (1997): Waldbodenrestoration durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, S. 29–33
- Block, J. & Schröck, H.-W. (2001): Umweltüberwachung und Waldökosystemforschung im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald. *Annales scientifiques de la réserve de biosphère transfrontalière Vosges du Nord - Pfälzerwald* 9, S. 13–38
- Block, J. & Wunn, U. (1996): Beziehungen zwischen Bodenparametern, Nadelinhaltsstoffen und Kronenzustand. In: *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* 35, S. 15–42
- Blum, J. D.; Klaue, A.; Nezat, C. a; Driscoll, C. T.; Johnson, C. E.; Siccama, T. G.; Eagar, C.; Fahey, T. J. & Likens, G. E. (2002): Mycorrhizal weathering of apatite as an important calcium source in base-poor forest ecosystems. *Nature* 417, S. 729–731, doi:10.1038/nature00793
- Blum, W. E. H. (1992): *Bodenkunde in Stichworten*. 5. Auflage, Gebrüder Borntraeger, Stuttgart
- BMELV. (2006): *Arbeitsanleitung für die zweite bundesweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II)*. 2. Auflage. Berlin
- Børja, I. & Nilsen, P. (2008): Long term effect of liming and fertilization on ectomycorrhizal colonization and tree growth in old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Plant and Soil* 314, S. 109–119, doi:10.1007/s11104-008-9710-5
- Bouriaud, O.; Soudani, K. & Bréda, N. J. J. (2003): Leaf area index from litter collection: impact of specific leaf area variability within a beech stand. *Canadian Journal of Remote Sensing* 29, S. 371–380, doi:10.5589/m03-010
- Brantley, S. L. (2008): Kinetics of Water-Rock Interaction. In: Brantley et al. (Hrsg.): *Kinetics of Water-Rock Interaction*. Springer, New York
- Braun, S.; Thomas, V. F. D.; Quiring, R. & Flückiger, W. (2010): Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environmental pollution* 158, S. 2043–2052, doi:10.1016/j.envpol.2009.11.030
- Van Breemen, N.; Burrough, P. A.; Velthorst, E. J.; van Dobben, H. F.; de Wit, T.; Ridder, T. B. & Reijnders, H. F. R. (1982): Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299, S. 548–550, doi:10.1038/299548a0
- Van Breemen, N.; Driscoll, C. T. & Mulder, J. (1984): Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307, S. 599–604, doi:10.1038/307599a0
- Van Breemen, N.; Mulder, J. & Driscoll, C. T. (1983): Acidification and alkalization of soils. *Plant and Soil* 75, S. 283–308, doi:10.1007/BF02369968
- Brunner, I.; Brodbeck, S. & Genenger, M. (2000): Effects of various nitrogen loads on the nitrate reductase activity in roots and mycorrhizas of Norway spruce seedlings. *Phyton (Horn, Austria)* 40, S. 43–48
- Buchmann, N.; Schulze, E.-D. & Gebauer, G. (1995): 15N-ammonium and 15N-nitrate uptake of a 15-year-old *Picea abies* plantation. *Oecologia* 102, S. 361–370
- Bundesrat. (2013): Unterrichtung durch die Europäische Kommission. Drucksache 819/13: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Verringerung der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 2003/35/E. <http://www.bundesrat.de/bv.html?id=0819-13>

- Burford, E. P.; Fomina, M. & Gadd, G. M. (2003): Fungal involvement in bioweathering and biotransformation of rocks and minerals. *Mineralogical Magazine* 67, S. 1127–1155, doi:10.1180/0026461036760154
- Butz-Braun, R. (1992): Rezente Tonmineralveränderungen in Waldböden aus Rheinland-Pfalz und Costa Rica. Dissertation, Universität Marburg, 100 S.
- Butz-Braun, R. (2009): Gesamt-Phosphorgehalte im Feinboden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat. Phosphor-Workshop des Forum-Arbeitskreises B „Versauerung/Eutrophierung“ am 05. und 06.05.2009 in Berlin
- Butz-Braun, R. (2011a): Tonmineralogische Untersuchungen zum Kompensationsversuch 2010 Versuchsanlage Adenau (101) - 3. detaillierte Wiederholung - Ergänzung um die 15 t Dolomit-Variante. Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
- Butz-Braun, R. (2011b): Tonmineralogische Untersuchungen zum Kompensationsversuch 2011 Versuchsanlage Birkenfeld (vorh. Idar-Oberstein) - 3. detaillierte Wiederholung. Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
- Butz-Braun, R. (2012): Tonmineralogische Untersuchungen zum Kompensationsversuch 2007 und 2012 Versuchsanlage Hochspeyer (318) – 2. und 3. Wiederholung. Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
- Butz-Braun, R. (2014): Einfluss der Bodenschutzkalkung auf den Entwicklungszustand der Tonminerale. *Forstarchiv* 85, S. 65–67, doi:10.4432/0300-4112-85-65
- Butz-Braun, R.; Schobel, S. & Wellbrock, N. (2009): Entwicklung einer mineralogisch basierten Substratklassifikation von Waldböden. Böden - eine endliche Ressource. Berichte der DBG. Jahrestagung der DBG - Kommission VII, Bonn
- Calvaruso, C.; Mareschal, L.; Turpault, M.-P. & Leclerc, E. (2009): Rapid Clay Weathering in the Rhizosphere of Norway Spruce and Oak in an Acid Forest Ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 73, S. 331, doi:10.2136/sssaj2007.0400
- Cape, J. N.; Freer-Smith, P.; Paterson, I.; Parkinson, J. & Wolfenden, J. (1990): The nutritional status of *Picea abies* (L.) Karst. across Europe, and implications for "forest decline." *Trees* 4, S. 211–224, doi:10.1007/BF00225318
- Carey, M. L.; Farrell, E. P. & McAleese, D. M. (1980): Mobilisation of nutrients in a Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.) forest floor I. Influence of lime and fertilizers. *Forest Ecology and Management* 3, S. 209–227
- Carstensen, J.; Andersen, J. H.; Gustafsson, B. G. & Conley, D. J. (2014): Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, doi:10.1073/pnas.1323156111
- Cerdan, O.; Govers, G.; Le Bissonnais, Y.; Van Oost, K.; Poesen, J.; Saby, N.; Gobin, a.; Vacca, a.; Quinton, J.; Auerswald, K.; Klik, a.; Kwaad, F. J. P. M.; Raclot, D.; Ionita, I.; Rejman, J.; Rousseva, S.; Muxart, T.; Roxo, M. J. & Dostal, T. (2010): Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, S. 167–177, doi:10.1016/j.geomorph.2010.06.011
- Clarke, N.; Cools, N.; Derome, J.; Derome, K.; Vos, B. De; Fuerst, A.; Koenig, N.; Kowalska, A.; Mosello, R.; Tartari, G. A. & Ulrich, E. (2008): Quality Assurance and Control in Laboratories: A review of possible quality checks and other forms of assistance. ICP Forests Working Group on QA/QC in Laboratories.
- Clarke, N.; Zlindra, D.; Ulrich, E.; Mosello, R.; Derome, J.; Derome, K.; König, N.; Lövblad, G.; Draaijers, G. P. J.; Hansen, K.; Thimonier, A. & Waldner, P. (2010): Sampling and Analysis of Deposition. ICP Forests Manual XIV
- Corbin, J. D.; Avis, P. G. & Wilbur, R. B. (2003): The Role of Phosphorus Availability in the Response of Soil Nitrogen Cycling, Understory Vegetation and Arbuscular Mycorrhizal Inoculum Potential to Elevated Nitrogen Inputs. *Water, Air, & Soil Pollution* 147, S. 141–161, doi:10.1023/A:1024569615325
- Corre, M. & Brumme, R. (2007): Changes in nitrogen cycling and retention processes in soils under spruce forests along a nitrogen enrichment gradient in Germany. *Global Change Biology* 13, S. 1509–1527, doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01371.x

- Curtin, D. & Syers, J. K. (2001): Lime-Induced Changes in Indices of Soil Phosphate Availability. *Soil Science Society of America Journal* 65, S. 147, doi:10.2136/sssaj2001.651147x
- Derome, J. (1990): Effects of forest liming on the nutrient status of podzolic soils in Finland. *Water, Air, & Soil Pollution* 54, S. 337–350, doi:10.1007/BF00298677
- Dise, N. B.; Matzner, E.; Armbruster, M. & MacDonald, J. (1994): Aluminum output fluxes from forest ecosystems in Europe: a regional assessment. *Journal of Environmental Quality* 30, S. 1747–56
- Dogan, H. (1994): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die biologische Aktivität des Bodens eines Kiefern-Buchen-Standortes im Pfälzer Wald. Untersuchungen mit Hilfe des Minicontainer-Tests und des Bait-Lamina-Tests. Diplomarbeit, Universität Mainz
- Doucet, K. (1997): Compositional Nutrient Diagnosis of Forest Trees in North Western Quebec. Master Thesis, McGill Universität Montreal, Canada, 69 S.
- Doughty, C. E.; Wolf, A. & Malhi, Y. (2013): The legacy of the Pleistocene megafauna extinctions on nutrient availability in Amazonia. *Nature Geoscience* 6, S. 761–764, doi:10.1038/ngeo1895
- Draaijers, G. P. J. & Erisman, J. W. (1995): A canopy budget model to assess atmospheric deposition from through-fall measurements. *Water, Air, & Soil Pollution* 85, S. 2253–2258
- Drápelová, I. & Kulhavý, J. (2012): Comparison of soil and seepage water properties in the limed and not-limed spruce forest stands in the Beskydy Mts. *Beskydy* 5, S. 55–64, doi:10.11118/beskyd201205010055
- Durka, W. & Schulze, E. D. (1992): Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 4, S. 217–226, doi:10.1007/BF02939067
- Durka, W.; Schulze, E.-D.; Gebauer, G. & Voerkeliust, S. (1994): Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ^{15}N and ^{18}O measurements. *Nature* 372, S. 765–767, doi:10.1038/372765a0
- Ebermayer, E. (1876): Die gesammte Lehre der Waldstreu mit Rücksicht auf die chemische Statik des Waldbaues. Julius Springer, Berlin
- Economic Commission for Europe. (2013): 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012 (ECE/EB.AIR/114).
- Eickenscheidt, N. & Brumme, R. (2012): NO_x and N_2O fluxes in a nitrogen-enriched European spruce forest soil under experimental long-term reduction of nitrogen depositions. *Atmospheric Environment* 60, S. 51–58, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.06.018
- Eickenscheidt, N. & Brumme, R. (2013): Regulation of N_2O and NO_x emission patterns in six acid temperate beech forest soils by soil gas diffusivity, N turnover, and atmospheric NO_x concentrations. *Plant and Soil* 369, S. 515–529, doi:10.1007/s11104-013-1602-7
- Eidmann, F. E. (1959): Die Interception in Buchen- und Fichtenbeständen; Ergebnis mehrjähriger Untersuchungen im Rothaargebirge (Sauerland). Symposium of Hannoversch-Münden
- Eisenbeis, G.; Fritsch, N.; Lenz, R. & Weber, M. (1997): Bodenfauna und Waldkalkung. Waldschäden, Boden- und Wasserversauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz
- Ellenberg, H.; Mayer, R. & Schauerermann, J. (1986): Ökosystemforschung. Ergebnisse des Sollingprojekts 1966 - 1986. Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart
- Emmerling, C. & Eisenbeis, G. (1998): Influence of modern soil restoration techniques on litter decomposition in forest soils. *Applied Soil Ecology* 9, S. 501–507, doi:10.1016/S0929-1393(98)00112-7

- Emmerling, C. & Schröder, D. (1997): Die Reaktion von Mikroorganismen auf Kalkung und Melioration von Waldböden. In: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (Hrsg.): Waldschäden, Boden- und Wasserver-sauerung durch Luftschadstoffe in Rheinland-Pfalz. Mainz
- Eriksson, E. (1988): Retention and release of sulphate in soils. In: Nilsson & Grennfelt (Hrsg.): Critical loads for sulphur and nitrogen (No. 15). Report from a workshop held at Skokloster, Sweden. 19–24 March, 1988
- Erkenberg, A.; Prietzel, J. & Rehfuss, K.-E. (1996): Schwefelausstattung ausgewählter europäischer Waldböden in Abhängigkeit vom atmosphärischen S-Eintrag. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 159, S. 101–109, doi:10.1002/jpln.1996.3581590115
- European Environment Agency. (2013): Air pollution fact sheet 2013: Germany. <http://www.eea.europa.eu/themes/air/air-pollution-country-fact-sheets/germany-air-pollutant-emissions-country-factsheet/view>
- Evans, C. D.; Chapman, P. J.; Clark, J. M.; Monteith, D. T. & Cresser, M. S. (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology* 12, S. 2044–2053, doi:10.1111/j.1365-2486.2006.01241.x
- Evers, F. H. (1964): Die Bedeutung der Stickstoff-Form für Wachstum und Ernährung der Pflanzen, insbesondere der Waldbäume. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 14, S. 19–37
- Evers, F. H. (1973): Genetische Unterschiede im Mineralstoffgehalt der Nadeln junger Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.). *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 23, S. 67–71
- Evers, F. H. (1977): Über bleibende Differenzierungen im Mineralstoffgehalt der Nadeln bei verschiedenen Klonen der Fichte (*Picea abies* [L.] H. Karsten). *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 27, S. 60–65
- Evers, J.; Dammann, I.; Noltensmeier, A. & Nagel, R.-V. (2008): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Buchenwälder (*Fagus sylvatica* L.). In: *Beiträge aus der NW-FVA* 3, S. 21–50
- Farnum, P.; Timmis, R. & Kulp, J. L. (1983): Biotechnology of forest yield. *Science* 219, S. 694–702, doi:10.1126/science.219.4585.694
- Faß, H.-J. (1995): Untersuchungen zu Waldhumusformen, Streuabbau und Humifizierung unterschiedlich gekalkter Waldböden in einem Kiefer-Buchen-Bestand im Pfälzerwald. Diplomarbeit, Universität Trier, 137 S.
- FAWF (Hrsg.). (2003): Vorläufige Referenztafeln für die Forsteinrichtung. Trippstadt
- FAWF. (2014): Forschung an Dauerbeobachtungsflächen. <http://www.wald-rlp.de/fileadmin/website/fawfseiten/fawf/FUM/index.htm?umweltmonitoring/DBFL/forschung.html>
- Federer, C. A. (1982): Subjectivity in the Separation of Organic Horizons of the Forest Floor. *Soil Science Society of America Journal* 46, S. 1090–1093
- Feger, K.-H.; Lorenz, K.; Raspe, S. & Armbruster, M. (2000): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre. Abschlussbericht, 140 S.
- Feng, Z. (2010): Partitioning of atmospheric nitrogen under long-term reduced atmospheric deposition conditions in a Norway spruce forest ecosystem. In: *Göttinger Forstwissenschaften*, 4
- Fichter, J.; Dambrine, E.; Turpault, M.-P. & Ranger, J. (1998): Base Cation Supply in Spruce and Beech Ecosystems of the Strengbach Catchment (Vosges Mountains, N-E France). *Water, Air, & Soil Pollution* 104, S. 125–148, doi:10.1023/A:1004966302517
- Fiedler, H. & Höhne, H. (1984): Das NPK-Verhältnis in Kiefernadeln als arteigene Erscheinung und Mittel zur Ernährungsdiagnose. *Beiträge für die Forstwirtschaft* 18, S. 128–132
- Fiedler, H. & Höhne, H. (1987): Relationen der Kernnährstoffe in Fichtennadeln und ihre Abhängigkeit von biologischen Faktoren. *Beiträge für die Forstwirtschaft* 21, S. 17–21

- Fiedler, H.; Nebe, W. & Hoffmann, F. (1973): Forstliche Pflanzenernährung und Düngung. VEB Verlag Gustav Fischer, Stuttgart
- Fink, S.; Feger, K.-H.; Gülpen, M.; Armbruster, M. & Lorenz, K. (1999): Magnesium-Mangelvergilbung an Fichte - Einfluß von fröhsommerlicher Trockenheit und Dolomit-Kalkung. Teilprojekt A: Wasser- und Nährelementhaushalt der Fichten. Teilprojekt B: Bodenwasser, Durchwurzelung und Stoffdynamik
- Fleck, S.; Raspe, S.; Cater, M.; Schleppei, P.; Ukonmaanaho, L.; Greve, M.; Hertel, C.; Weis, W. & Rumpf, S. (2012): Leaf Area Measurements. ICP Forests Manual XVII
- Flückiger, W. & Braun, S. (1999): Nitrogen and its effect on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and norway spruce. *Water, Air, & Soil Pollution* 116, S. 99–110
- Flückiger, W. & Braun, S. (2003): Critical limits for nutrient concentrations and ratios for forest trees - a comment. Empirical critical loads for nitrogen – Proceedings. SAEFL, Bern, S. 273–280
- Flückiger, W.; Braun, S.; Mainiero, R.; Schütz, K. & Thomas, V. (2011): Auswirkung erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. Synthesebericht im Auftrag des BAFU, Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Schönenbuch, 88 S.
- Flueck, W. T. (2009): Biotic Translocation of Phosphorus: The Role of Deer in Protected Areas. *Sustainability* 1, S. 104–119, doi:10.3390/su1020104
- Formánek, P. & Vranová, V. (2003): A contribution to the effect of liming on forest soils: review of literature. *Journal of Forest Science* 49, S. 182–190
- Frank, E. (1927): Über Bodenazidität im Walde. Freiburg, 155 S.
- Franke, W. (2009): The durability of rocks--Developing a test of rock resistance to chemical weathering. *American Journal of Science* 309, S. 711–730, doi:10.2475/08.2009.04
- Frazer, G. W.; Canham, C. D. & Lertzman, K. P. (1999): Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation
- Futter, M. N.; Klaminder, J.; Lucas, R. W.; Laudon, H. & Köhler, S. J. (2012): Uncertainty in silicate mineral weathering rate estimates: source partitioning and policy implications. *Environmental Research Letters* 7, S. 1–8, doi:10.1088/1748-9326/7/2/024025
- Gauer, J. & Kroiher, F. (2012): Waldökologische Naturräume Deutschlands - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke: Digitale Topographische Grundlagen - Neubearbeitung Stand 2011. *Landbauforschung Sonderheft* 359
- Gauger, T.; Nagel, H.-D.; Schlutow, A. & Scheuschner, T. (2013): Genfer Luftreinhaltekonvention der UNECE: ErstellungErstellung einer methodenkonsistenten Zeitreihe von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Teil 2: Abschlussbericht. In: UBA-Texte
- Gebhardt, H.; Meyer, B. & Scheffer, F. (1966): Zwischenschichtbelegung und Expansionsverhalten von Dreischicht-Tonmineralen im CaCO₃-gepufferten Hydrogencarbonatmilieu kalkreicher Lockersedimentböden (Beispiel Löß). *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde* 114, S. 90–100, doi:10.1002/jpln.19661140203
- Gehrmann, J.; Andreae, H.; Fischer, U.; Lux, W. & Spranger, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. , S. 97
- Gemballa, R. (2014): Planung und Durchführung der Bodenschutzkalkung in Sachsen. *Forstarchiv* 85, S. 70–71, doi:10.4432/0300-4112-85-70

- Gessler, A.; Schneider, S.; Von Sengbusch, D.; Weber, P.; Hanemann, U.; Huber, C.; Rothe, A.; Kreutzer, K. & Rennenberg, H. (1998): Field and laboratory experiments on net uptake of nitrate and ammonium by the roots of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) trees. *New Phytologist* 138, S. 275–285, doi:10.1046/j.1469-8137.1998.00107.x
- Gifford, R. & Roderick, M. (2003): Soil carbon stocks and bulk density: spatial or cumulative mass coordinates as a basis of expression? *Global Change Biology* 9, S. 1507–1514, doi:10.1046/j.1529-8817.2003.00677.x
- Golubev, S. V.; Pokrovsky, O. S. & Schott, J. (2005): Experimental determination of the effect of dissolved CO₂ on the dissolution kinetics of Mg and Ca silicates at 25 °C. *Chemical Geology* 217, S. 227–238, doi:10.1016/j.chemgeo.2004.12.011
- Göttlein, A.; Baier, R. & Mellert, K. H. (2011): Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa – Eine statistische Herleitung aus VAN DEN BURG's Literaturzusammenstellung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 182, S. 173–186
- Gradowski, T. & Thomas, S. C. (2008): Responses of *Acer saccharum* canopy trees and saplings to P, K and lime additions under high N deposition. *Tree physiology* 28, S. 173–85
- Gralla, T.; Müller-Using, B.; Uden, T. & Wagner, S. (1997): Über die Lichtbedürfnisse von Buchenvoranbauten in Fichtenbaumhölzern des Westharzes. *Forstarchiv* 68, S. 51–58
- Grant, C. A. (2011): Influence of phosphate fertilizer on cadmium in agricultural soils and crops. *Pedologist* 54, S. 143–155
- Gravenhorst, G. & Höfken, K. D. (1982): Concentration of Aerosol Constituents Above and Beneath a Beech and a Spruce Forest Canopy. In: Georgii & Pankrath (Hrsg.): *Deposition of atmospheric pollutants*. Springer Netherlands, Dordrecht
- Greve, M. (2010): Vergleich von Methoden zur Erhebung des Blattflächenindex in Wäldern. Diplomarbeit, Trier
- Greve, M. (2014): Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf Bodenzustand, Sickerwasser und Nadelspiegelwerte von drei Versuchsanlagen in Rheinland-Pfalz. *Forstarchiv* 46, S. 35–46, doi:10.4432/0300-4112-85-35
- Gruber, F. & Lee, D.-H. (2004a): Allometrische Beziehungen zwischen ober- und unterirdischen Baumparametern von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.). *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 176, S. 14–19
- Gruber, F. & Lee, D.-H. (2004b): Architektur der Wurzelsysteme von Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) nach dem Schichtebenenmodell auf sauren Standorten. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 176, S. 33–44
- Grunder, F. & Schwappbach, A. F. (1952): *Massentafeln zur Bestimmung des Holzgehaltes stehender Waldbäume und Waldbestände*. Paul Parey, Berlin, Hamburg
- Gryschko, R. & Horlacher, D. (1997): Bodenversauerung. Ursachen - Auswirkungen - Maßnahmen. *Literaturstudie*. In: *Texte und Berichte zum Bodenschutz*, S. 191
- Guckland, A.; Ahrends, B.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K. J.; Schönfelder, E.; Ullrich, T.; Mindrup, M.; König, N. & Eichhorn, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming: results from long-term experiments. *European Journal of Forest Research* 131, S. 1869–1887, doi:10.1007/s10342-012-0639-0
- Guckland, A.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K. J. & Mindrup, M. (2011): Einfluss der Kalkung auf die Bestandesernährung. *AFZ-DerWald*, S. 23–25
- Guckland, V. A.; Paar, U.; Dammann, I.; Evers, J.; Meiwes, K. J.; Schönfelder, E.; Ullrich, T.; Mindrup, M. & Eichhorn, J. (2010): Tiefenwirkung der Bodenschutzkalkung. *AFZ-DerWald* 65, S. 14–15
- Gussone, H. A. (1984): Empfehlungen zur Kompensationsdüngung. *Der Forst- und Holzwirt* 6, S. 154–160

- Gussone, H. A. (1987): Kompensationskalkungen und die Anwendung von Düngemitteln im Walde. *Forst- und Holzwirt* 42, S. 158–163
- Gutschick, V. P. (1981): Evolved Strategies in Nitrogen Acquisition by Plants. *The American Naturalist* 118, S. 607–637
- Harrison, A. F.; Carreira, J.; Poskitt, J. M.; Robertson, S. M. C.; Smith, R.; Hall, J.; Hornung, M. & Lindley, D. K. (1999): Impacts of pollutant inputs on forest canopy condition in the UK: possible role of P limitations. *Forestry* 72, S. 367–377
- Haynes, R. (1982): Effects of liming on phosphate availability in acid soils: A critical review. *Plant and soil* 68, S. 289–308, doi:10.1007/BF02197935
- Helmisaari, H.-S.; Derome, J.; Nöjd, P. & Kukkola, M. (2007): Fine root biomass in relation to site and stand characteristics in Norway spruce and Scots pine stands. *Tree physiology* 27, S. 1493–504
- Hildebrand, E. E. (1994): Der Waldboden – ein konstanter Produktionsfaktor? *Allgemeine Forst Zeitschrift* 49, S. 99–104
- Hildebrand, E. E. & Schack-Kirchner, H. (1990): Der Einfluß der Korngröße oberflächlich ausgebrachter Dolomite auf Lösungsverhalten und vertikale Wirkungstiefe. *Forst und Holz* 45, S. 139–142
- Hobbie, E. A.; Macko, S. A. & Williams, M. (2000): Correlations between foliar ^{15}N and nitrogen concentrations may indicate plant-mycorrhizal interactions. *Oecologia* 122, S. 273–283, doi:10.1007/PL00008856
- Hoch, R. (1997): Ökosystemare Langzeitwirkungen von Meliorationskalkungen, dargestellt an alten Kalkungsversuchen. *FVA-einblicke* 5, S. 7–8
- Högberg, M. N.; Högbom, L. & Kleja, D. B. (2013): Soil microbial community indices as predictors of soil solution chemistry and N leaching in *Picea abies* (L.) Karst. forests in S. Sweden. *Plant and Soil* 372, S. 507–522, doi:10.1007/s11104-013-1742-9
- Höhne, H. & Nebe, W. (1963): Der Einfluß des Baumalters auf das Gewicht sowie den Mineral- und Stickstoffgehalt einjähriger Fichtennadeln. *Archiv für Forstwesen* 13, S. 153–167
- Holmqvist, J.; Sverdrup, H. & Butz-braun, R. (2001): Modelling the long-term cation release rate in clay-rich agricultural soils. In: *Reports in Ecology and Environmental Engineering* 1, S. 1–15
- Houle, D.; Lamoureux, P.; Bélanger, N.; Bouchard, M.; Gagnon, C.; Couture, S. & Bouffard, a. (2012): Soil weathering rates in 21 catchments of the Canadian Shield. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, S. 685–697, doi:10.5194/hess-16-685-2012
- Huber, C.; Baier, R.; Göttlein, A. & Weis, W. (2006): Changes in soil, seepage water and needle chemistry between 1984 and 2004 after liming an N-saturated Norway spruce stand at the Höglwald, Germany. *Forest Ecology and Management* 233, S. 11–20, doi:10.1016/j.foreco.2006.05.058
- Huber, C.; Kreutzer, K.; Röhle, H. & Rothe, A. (2004): Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentrations in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management* 200, S. 3–21, doi:10.1016/j.foreco.2004.05.058
- Hunger, W. (1965): Untersuchungen über die Nährelementkonzentrationen in den Nadeln optimalwüchsiger Fichtenbestände. *Archiv für Forstwesen* 14, S. 571–590
- Hüttl, R. F. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. In: *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*, 28
- Hüttl, R. F. (1992): Die Blattanalyse als Diagnose- und Monitoringinstrument in Waldökosystemen. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 30, S. 31–59

- Hüttel, R. F. & Zöttel, H. W. (1993): Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests—reviewing results from former and recent trials. *Forest Ecology and Management* 61, S. 325–338, doi:10.1016/0378-1127(93)90209-6
- Ibrom, A. & Runge, M. (1989): Die Stickstoff-Mineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes unter dem Einfluß von Kalkung und Stickstoffdüngung. In: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* 49, S. 129–140
- ICP Forests. (2010): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests (ICP Forests Manual). <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>
- ICP Forests. (2011): New excel file for analytical data validation (with DOC). http://api.ning.com/files/02GH-isBmgBaQ7Uwad6d*3Q4uEJnBREAXkG1s6xvhMlh0mSxmVAeGaHc4qL-mPz2neqXh2WSpgomtmEUobNd-P8z0TDw4npZs/AnalyticalDataValidation_new_2011version1.xls
- Ilg, K.; Wellbrock, N. & Lux, W. (2009): Phosphorus supply and cycling at long-term forest monitoring sites in Germany. *European journal of forest research* 128, S. 483–492, doi:10.1007/s10342-009-0297-z
- Ingerslev, M. & Hallbäck, L. (1999): Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. *Forest Ecology and Management* 119, S. 21–38, doi:10.1016/S0378-1127(98)00507-6
- Ingestad, T. (1958): Studies on manganese deficiency in a forest stand. *Meddelanden fran statens Skogsforskningsinstitut*: *Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut* 48, S. 1–20
- Ingestad, T. (1979): Mineral Nutrient Requirements of *Pinus silvestris* and *Picea abies* Seedlings. *Physiologia Plantarum* 45, S. 373–380, doi:10.1111/j.1399-3054.1979.tb02599.x
- Jacobsen, C.; Rademacher, P.; Meesenburg, H. & Meiwes, K. J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. In: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B*, 69
- Jandl, R.; Starlinger, F.; Englisch, M.; Herzberger, E. & Johann, E. (2002): Long-term effects of a forest amelioration experiment. *Canadian Journal of Forest Research* 32, S. 120–128
- Johansson, E.; Sandén, P. & Öberg, G. (2003): Organic chlorine in deciduous and coniferous forest soils in southern Sweden. *Soil Science* 168, S. 347–355, doi:10.1097/01.ss.0000070909.55992.91
- Jonard, M.; André, F.; Giot, P.; Weissen, F.; van der Perre, R. & Ponette, Q. (2010): Thirteen-year monitoring of liming and PK fertilization effects on tree vitality in Norway spruce and European beech stands. *European Journal of Forest Research* 129, S. 1203–1211, doi:10.1007/s10342-010-0410-3
- Jonard, M.; Fürst, A.; Verstraeten, A.; Thimonier, A.; Timmermann, V.; Potočić, N.; Waldner, P.; Benham, S.; Hansen, K.; Merilä, P.; Ponette, Q.; de la Cruz, A. C.; Roskams, P.; Nicolas, M.; Croisé, L.; Ingerslev, M.; Matteucci, G.; Decinti, B.; Bascietto, M. & Rautio, P. (2014): Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Global Change Biology*, S. 1–13, doi:10.1111/gcb.12657
- Jones, J. P. & Fox, L. (1978): Phosphorus Nutrition of Plants Influenced By Manganese and Aluminum Uptake From an Oxisol. *Soil Science* 126, S. 230–236, doi:10.1097/00010694-197810000-00005
- Jongmans, A. G.; van Breemen, N.; Lundström, U.; van Hees, P. A. W.; Finlay, R. D.; Srinivasan, M.; Unestam, T.; Giesler, R.; Melkerud, P.-A. & Olsson, M. (1997): Rock-eating fungi. *Nature* 389, S. 682–683, doi:10.1038/39493
- Jönsson, C.; Warfvinge, P. & Sverdrup, H. (1995): Application of the safe model to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83, S. 85–96, doi:http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(95)00088-D
- Kaarakka, L.; Tamminen, P.; Saarsalmi, A.; Kukkola, M.; Helmisaari, H. & Burton, A. J. (2014): Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Forest Ecology and Management* 313, S. 180–187, doi:10.1016/j.foreco.2013.11.009

- Kadereit, J. W.; Körner, C.; Kost, B. & Sonnewald, U. (2014): Strasburger – Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften. 37. Auflage, Springer, Berlin, Heidelberg
- Kahle, H.-P.; Karjalainen, T.; Schuck, A.; Ågren, G. I.; Kellomäki, S.; Mellert, K. H.; Prietzel, J.; Rehfuss, K. E. & Spiecker, H. (2008): Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe - Results of the Recognition Project. EFI Research Report 21. Leiden, Boston, Köln
- Kalbitz, K. & Kaiser, K. (2008): Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, S. 52–60, doi:10.1002/jpln.200700043
- Kang, H.; Zhuang, H.; Wu, L.; Liu, Q.; Shen, G.; Berg, B.; Man, R. & Liu, C. (2011): Variation in leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry in *Picea abies* across Europe: An analysis based on local observations. *Forest Ecology and Management* 261, S. 195–202, doi:10.1016/j.foreco.2010.10.004
- Karavanova, E. I. (2013): Dissolved organic matter: Fractional composition and sorbability by the soil solid phase (Review of literature). *Eurasian Soil Science* 46, S. 833–844, doi:10.1134/S1064229313080048
- Karl, S.; Block, J.; Schüler, G.; Schultze, B. & Scherzer, J. (2012): Wasserhaushaltsuntersuchungen im Rahmen des forstlichen Umweltmonitorings und bei waldbaulichen Versuchen in Rheinland-Pfalz. In: Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz, 71
- Kauppi, P.; Kämäri, J.; Posch, M.; Kauppi, L. & Matzner, E. (1986): Acidification of forest soils: Model development and application for analyzing impacts of acidic deposition in Europe. *Ecological Modelling* 33, S. 231–253, doi:10.1016/0304-3800(86)90042-6
- Kazda, M.; Schmid, I. & Klumpp, K. (2000): Photosynthetic Performance of *Quercus petraea*, *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* Planted under the Canopy of a Coniferous Forest. *Spruce Monocultures in Central Europe - Problems and Prospects*. EFI Proceedings No. 33.
- Kazda, M. & Zvacek, L. (1989): Aluminium and manganese and their relation to calcium in soil solution and needles in three Norway spruce (*Picea abies*, L. Karst.) stands of Upper Austria. *Plant and Soil* 114, S. 257–267
- Keitel, M. (2014): Biologische und chemische Veränderungen nach Langzeit-versauerung in der Großen Pyra (Erzgebirge). *Forstarchiv* 85, S. 47–54, doi:10.4432/0300-4112-85-47
- Kern, K. G. (1958): Untersuchungen über den Wachstumsgang der Kiefer im Buntsandsteingebiet des Pfälzer Waldes: Ein Vergleich mit d. Wiedemann'schen Ertragstaf. 1948 - mäßige Durchforstg. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 129, S. 69–89
- Khanna, P. K.; Bauhus, J.; Meiwes, K. J.; Kohler, M.; Rumpf, S. & Schönfelder, E. (2007): Assessment of changes in the Phosphorus status of forest ecosystems in Germany - Literature review and analysis of existing data. A report to the German Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection. Freiburg, Göttingen
- Klädtke, J. (2003): Düngungsversuch Fichte 337 Pfalzgrafenweiler: Waldwachstumskundliche Ergebnisse und Schlussfolgerungen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174, S. 31–41
- Klaminder, J.; Lucas, R. W.; Fitter, M. N.; Bishop, K. H.; Köhler, S. J.; Egnell, G. & Laudon, H. (2011): Silicate mineral weathering rate estimates: Are they precise enough to be useful when predicting the recovery of nutrient pools after harvesting? *Forest Ecology and Management* 261, S. 1–9, doi:10.1016/j.foreco.2010.09.040
- Klumpp, K. & Kazda, M. (2000): Influence of Nutrient Amendment on Photosynthetic Parameters in *Fagus sylvatica* L. Plants under a Norway Spruce Canopy. *Spruce Monocultures in Central Europe - Problems and Prospects*. EFI Proceedings No. 33.
- Koch, S. (2005): Geoökologische Untersuchungen zum sickerwassergetragenen Nähr- und Schadstofftransport aus urbanen Böden in aquatische Systeme - dargestellt am Beispiel der Stadt Halle (Saale). Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 116 S.
- Kölling, C. (2014): Wirksames Medikament oder unbedenkliches Hausmittel? *FVA-einblicke* 1, S. 7–9

- Kölling, C. & von Wilpert, K. (2000): Kennwerte zum Säurestatus der Bodenlösung. Forstarchiv 71, S. 49–54
- König, N.; Kowalska, A.; Brunialti, G.; Ferretti, M.; Clarke, N.; Cools, N.; Derome, J.; Derome, K.; De Vos, B.; Fürst, A.; Jakovljević, T.; Marchetto, A.; Mosello, R.; O’Dea, P.; Tartari, G. A. & Ulrich, E. (2010): Quality Assurance and Control in Laboratories. ICP Forests Manual XVI
- Kovar, J. & Pierzynski, G. (2009): Methods of Phosphorus Analysis for Soils, Sediments, Residuals, and Waters: Second Edition. In: Southern Cooperative Series Bulletin, 408
- Kraft, M.; Reif, A.; Schreiner, M. & Aldinger, E. (2003): Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren. Forstarchiv 74, S. 3–15
- Krauß, H.-H. & Heinsdorf, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 39, S. 172–179
- Kreutzer, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. Plant and Soil 168-169, S. 447–470
- Kreutzer, K.; Reiter, H.; Schierl, R. & Göttlein, A. (1989): Effects of acid irrigation and liming in a norway spruce stand (*Picea abies* [L.] KARST.). Water, Air, & Soil Pollution 48, S. 111–125, doi:10.1007/BF00282373
- Kriebitzsch, W.-U. (1978): Bedingungen der Stickstoffmineralisation und der Nitratbildung in sauren Waldböden Nordwestdeutschlands. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, 67 S.
- Kronzucker, H. J.; Siddiqi, M. Y. & Glass, A. (1996): Kinetics of NH_4^+ Influx in Spruce. Plant physiology 110, S. 773–779
- Kruchten, S. (1998): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt eines Laubwaldstandortes im Saarkohlenwald. Dissertation, Universität des Saarlandes, Saarbrücken, 176 S.
- Kulhavý, J.; Marková, I.; Drápelová, I. & Truparová, S. (2009): The effect of liming on the mineral nutrition of the mountain Norway spruce (*Picea abies* L.) forest. Journal of Forest Science 55, S. 1–8
- Ladanai, S.; Ågren, G. I.; Hyvönen, R. & Lundkvist, H. (2007): Nitrogen budgets for Scots pine and Norway spruce ecosystems 12 and 7 years after the end of long-term fertilisation. Forest Ecology and Management 238, S. 130–140, doi:10.1016/j.foreco.2006.10.005
- Lang, F. & Kaupenjohann, M. (1998): Einfluß von Kalkung und Kieserit-Düngung auf die Molybdän-Dynamik von Waldstandorten. Forstwissenschaftliches Centralblatt 117, S. 316–326
- Larcher, W. (2001): Ökophysiologie der Pflanzen. 6. Auflage, UTB, Stuttgart
- Larson, D. L. (1956): Effect of liming upon phosphorus availability and growth of alfalfa on Parsons silt loam and Geary silt loam soils. Master Thesis, Kansas State College of Agriculture and Applied Science, 86 S.
- Leder, B. & Wagner, S. (1996): Bucheckern/Streu-Vorausfaat als Alternative beim Umbau von Nadelholzreinbeständen in Mischbestände. Forstarchiv 67, S. 7–13
- Lehnardt, F. (1998): Einfluß der Kalkung und Düngung auf den Ionenaustausch und die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung am Beispiel von vier Waldstandorten im Hessischen Bergland. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 161, S. 41–50, doi:10.1002/jpln.1998.3581610108
- Lehto, T.; Lavola, A.; Julkunen-Tiitto, R. & Aphalo, P. J. (2004): Boron retranslocation in Scots pine and Norway spruce. Tree physiology 24, S. 1011–1017
- Lehto, T. & Mälkönen, E. (1994): Effects of liming and boron fertilization on boron uptake of *Picea abies*. Plant and Soil 163, S. 55–64
- Lenz, R. (1994): Untersuchungen zur Auswirkung von Kompensationskalkung auf die biologische Aktivität eines Fichtenwaldbodens im Hunsrück mit Hilfe des Bait-Lamina-Tests und des Minicontainer-Tests. Diplomarbeit, Universität Mainz

- Leuschner, C.; Meier, I. C. & Hertel, D. (2006): On the niche breadth of *Fagus sylvatica*: soil nutrient status in 50 Central European beech stands on a broad range of bedrock types. *Annals of Forest Science* 63, S. 355–368, doi:10.1051/forest:2006016
- Linder, S. (1995): Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecological Bulletins*, S. 178–190
- Long, R. P.; Horsley, S. B. & Hall, T. J. (2011): Long-term impact of liming on growth and vigor of northern hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 41, S. 1295–1307, doi:10.1139/x11-049
- Long, R. P.; Horsley, S. B. & Lilja, P. R. (1997): Impact of forest liming on growth and crown vigor of sugar maple and associated hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 27, S. 1560–1573
- Losert, C. (1997): Die Auswirkungen von Kalkung und Mineralsalzdüngung auf die Feinstwurzelentwicklung und das Nährstoffangebot im Boden in einem Kiefern-Buchen-Waldökosystem auf Buntsandstein im Pfälzerwald. Universität Mainz
- Lteif, A.; Whalen, J. K.; Bradley, R. L. & Camiré, C. (2008): Diagnostic tools to evaluate the foliar nutrition and growth of hybrid poplars. *Canadian Journal of Forest Research* 38, S. 2138–2147, doi:10.1139/X08-069
- Lundström, U. S. & Bain, D. C. (2003): Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: a review. *Water, Air, & Soil Pollution* 3, S. 5–28, doi:10.1023/A:1024115111377
- Lundström, U. S.; Bain, D. C.; Taylor, A. F. S.; Hees, P. A. W. Van; Geibe, C. E.; Holmström, S. J. M.; Melkerud, P.-A.; Finlay, R.; Jones, D. L.; Nyberg, L.; Gustafsson, J. P.; Riise, G. & Tau Strand, L. (2003): Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in southern Sweden. A joint multidisciplinary study. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 3, S. 167–188, doi:10.1023/A:1024131615011
- LUWG. (2005): Grundwasserversauerung. Oberflächennahes Grundwasser. Hydrologischer Atlas Rheinland-Pfalz. Blatt 27
- Magdoff, F. R. & Bartlett, R. J. (1980): Effect of liming acid soils on Potassium availability. *Soil Science* 129, S. 12–14
- Mareschal, L.; Turpault, M.-P.; Bonnaud, P. & Ranger, J. (2012): Relationship between the weathering of clay minerals and the nitrification rate: a rapid tree species effect. *Biogeochemistry* 112, S. 293–309, doi:10.1007/s10533-012-9725-0
- Marklein, A. R. & Houlton, B. Z. (2012): Nitrogen inputs accelerate phosphorus cycling rates across a wide variety of terrestrial ecosystems. *The New phytologist* 193, S. 696–704, doi:10.1111/j.1469-8137.2011.03967.x
- Marklund, L. G. (1988): Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering 45, S. 1–73
- Marschner, B. (1995): Wirkungen von Kalkungen auf Bodenchemismus und Stoffausträge. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 17, S. 932–935
- Marschner, H.; Häussling, M. & George, E. (1991): Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]. *Trees* 5, S. 14–21, doi:10.1007/BF00225330
- Marschner, P. (2012): Marschner's mineral nutrition of higher plants. 3. Auflage, Academic Press
- Mattern, G. (2002a): Untersuchungen zur vergleichenden Kompensationskalkung. Vegetationsaufnahmen auf der Versuchsfläche Idar-Oberstein (Hunsrück). Teil 2: Pilze. Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
- Mattern, G. (2002b): Untersuchungen zur vergleichenden Kompensationskalkung. Vegetationsaufnahmen auf der Versuchsfläche Idar-Oberstein (Hunsrück). Teil 1: Höhere Pflanzen und Moose. Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
- Mattern, G. (2002c): Untersuchungen zur vergleichenden Kompensationskalkung. Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf Höhere Pflanzen, Moose und Pilze in der Versuchsanlage Adenau (Eifel). Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft

- Mattern, G. (2004): Untersuchungen zur vergleichenden Kompensationskalkung. Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf Höhere Pflanzen, Moose und Pilze in der Versuchsanlage Hochspeyer (Pfälzerwald). Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
- Matucha, M.; Clarke, N.; Lachmanová, Z.; Forczek, S. T.; Fuksová, K. & Gryndler, M. (2010): Biogeochemical cycles of chlorine in the coniferous forest ecosystem: practical implications. *Plant Soil and Environment* 56, S. 357–367
- Matzner, E. (1985a): Effects of acid precipitation on soils - principles demonstrated in two forest ecosystems of north Germany. Symposium of the Effects of Air Pollution on Forest and Water Ecosystems, Helsinki, April 23–24
- Matzner, E. (1985b): Auswirkung von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 43, S. 1143–1147
- Matzner, E.; Khanna, P. K.; Meiwes, K. J. & Ulrich, B. (1985): Effects of fertilization and liming on the chemical soil conditions and element distribution in forest soils. *Plant and soil* 5, S. 405–415
- McLaughlin, S. B. & Wimmer, R. (1999): Tansley Review No. 104, Calcium physiology and terrestrial ecosystem processes. *New Phytologist* 142, S. 373–417
- Meesenburg, H.; Eichhorn, J. & Meiwes, K. J. (2009): Atmospheric Deposition and Canopy Interactions. In: Brumme & Khanna (Hrsg.): *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*. Ecological Studies 208. Springer, Berlin, Heidelberg
- Meesenburg, H.; Mohr, K.; Dämmgen, U.; Schaaf, S.; Meiwes, K. J. & Horváth, B. (2005): Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes: eine Synthese. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* 279, S. 95–108
- Meiwes, K. J. (1995): Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water, Air & Soil Pollution* 85, S. 143–152, doi:10.1007/BF00483696
- Meiwes, K. J.; Asche, N.; Block, J.; Kallweit, R.; Kölling, C.; Raben, G. & von Wilpert, K. (2008): Potenziale und Restriktionen der Biomassennutzung im Wald. *AFZ-DerWald*, S. 598–603
- Meiwes, K. J.; Khanna, P. K. & Ulrich, B. (1986): Parameters for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *Forest Ecology and Management* 15, S. 161–179, doi:10.1016/0378-1127(86)90064-2
- Meiwes, K. J.; König, N.; Khanna, P. K.; Prenzel, J. & Ulrich, B. (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. In: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben*, 7
- Mellert, K. H. (2010): Zuviel des Guten ? Der kritische Agrarbericht 2010.
- Mengel, K. (1991): *Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze*. 7. Auflage, Gustav Fischer Verlag, Jena
- Meyer, M. & Ulrich, B. (1990): Auswirkungen einer Kalkung auf Böden mit Mangantoxizität bei Douglasienbeständen auf Buntsandstein in der Nordeifel. *Forst und Holz* 45, S. 493–498
- Misson, L.; Ponette, Q. & André, F. (2001): Regional scale effects of base cation fertilization on Norway spruce and European beech stands situated on acid brown soils: soil and foliar chemistry. *Annals of Forest Science* 58, S. 699–712, doi:10.1051/forest:2001157
- Mohr, D.; Cohnstaedt, L. W. & Topp, W. (2005): Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biology and Biochemistry* 37, S. 693–700, doi:10.1016/j.soilbio.2004.10.002
- Mortvedt, J. J. (1981): Nitrogen and molybdenum uptake and dry matter relationships of soybeans and forage legumes in response to applied molybdenum on acid soil. *Journal of Plant Nutrition* 3, S. 245–256, doi:10.1080/01904168109362833

- Mosello, R.; Amoriello, T.; Benham, S.; Clarke, N.; Derome, J.; Derome, K.; Genouw, G.; Koenig, N.; Orrù, A.; Tartari, G.; Thimonier, A.; Ulrich, E. & Lindroos, A.-J. (2008): Validation of chemical analyses of atmospheric deposition on forested sites in Europe: 2. DOC concentration as an estimator of the organic ion charge. *Journal of Limnology* 67, S. 1–14, doi:10.4081/jlimnol.2008.1
- Möttönen, M.; Aphalo, P. J. & Lehto, T. (2001): Role of boron in drought resistance in Norway spruce (*Picea abies*) seedlings. *Tree physiology* 21, S. 673–81
- MUFV. (2009): Waldzustandsbericht 2009 - Rheinland Pfalz.
- Mund, M.; Kummetz, E.; Hein, M.; Bauer, G. & Schulze, E.-D. (2002): Growth and carbon stocks of a spruce forest chronosequence in central Europe. *Forest Ecology and Management* 171, S. 275–296, doi:10.1016/S0378-1127(01)00788-5
- MUNLV. (2003): Bodenschutzkalkung in Nordrhein-Westfalen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
- Murach, D. & Schünemann, E. (1985): Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 43, S. 1151–1154
- Myers, R.; Sharpley, A.; Thien, S. & Pierzynski, G. (2005): Ion-sink phosphorus extraction methods applied on 24 soils from the continental USA. *Soil Science Society of America Journal* 69, S. 511–521
- Neal, C. & Rosier, P. T. W. (1990): Chemical studies of chloride and stable oxygen isotopes in two conifer afforested and moorland sites in the British uplands. *Journal of Hydrology* 115, S. 269–283, doi:10.1016/0022-1694(90)90209-G
- Newman, E. I. (1995): Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology* 83, S. 713–726
- Niederberger, J. (2014): Abschlussbericht des Projektes: Entwicklung von NIR-Methoden zur Bestimmung von pflanzenverfügbarem Phosphor in Waldböden. Freiburg
- Niederberger, J.; Kohler, M. & Bauhus, J. (2013): Topfexperiment zur Ermittlung der ökologischen Relevanz von Hedley-P-Fractionen für die Pflanzenernährung. Vortragsunterlagen zur Tagung der Sektion Waldernährung in der DVFFA (15.-17.5.2014). , S. 20–21
- Niederbudde, E. A. & Rühlicke, G. (1981): Umwandlung von Al-Chloriten durch Kalkung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 144, S. 127–135, doi:10.1002/jpln.19811440202
- Nieminen, T. M. (2011): Soil Solution Collection and Analysis. ICP Forests Manual XI
- Nilsson, S. I.; Andersson, S.; Valeur, I.; Persson, T.; Bergholm, J. & Wirén, A. (2001): Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a Spodosol under Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management* 146, S. 55–73, doi:10.1016/S0378-1127(00)00452-7
- Nislow, K. H.; Armstrong, J. D. & McKelvey, S. (2004): Phosphorus flux due to Atlantic salmon (*Salmo salar*) in an oligotrophic upland stream: effects of management and demography. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61, S. 2401–2410, doi:10.1139/F05-006
- Nodvin, S. C.; Driscoll, C. T. & Likens, G. E. (1986): The effect of pH on sulfate adsorption by a forest soil. *Soil Science* 142, S. 69–75
- Nohrstedt, H. (2002): Effects of liming and fertilization (N, PK) on chemistry and nitrogen turnover in acidic forest soils in SW Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 139, S. 343–354, doi:10.1023/A:1015858922200
- NW-FVA. (2010): Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen und in Sachsen-Anhalt. Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
- Öberg, G. & Sandén, P. (2005): Retention of chloride in soil and cycling of organic matter-bound chlorine. *Hydrological Processes* 19, S. 2123–2136, doi:10.1002/hyp.5680

- Ottow, J. C. G. (2011): Mikrobiologie von Böden. Springer, Berlin, Heidelberg
- Pabian, S. E.; Rummel, S. M.; Sharpe, W. E. & Brittingham, M. C. (2012): Terrestrial Liming As a Restoration Technique for Acidified Forest Ecosystems. *International Journal of Forestry Research* 2012, S. 1–10, doi:10.1155/2012/976809
- Paré, D. & Bernier, B. (1989): Origin of the phosphorus deficiency observed in declining sugar maple stands in the Quebec Appalachians. *Canadian Journal of Forest Research* 19, S. 24–34, doi:10.1139/x89-004
- Parent, L. E. & Dafir, M. (1992): A Theoretical Concept of Compositional Nutrient Diagnosis. *Journal of American Society of Horticultural Science* 117, S. 239–242
- Parent, L. E.; Isfan, D.; Tremblay, N. & Karam, A. (1994): Multivariate Nutrient Diagnosis of the Carrot Crop. *Journal of American Society of Horticultural Science* 119, S. 420–426
- Parent, L. E.; Khiari, L. & Pettigrew, A. (2005): Nitrogen diagnosis of Christmas tree needle greenness. *Canadian Journal of Plant Science* 85, S. 939–947, doi:10.4141/P03-101
- Peñuelas, J.; Poulter, B.; Sardans, J.; Ciais, P.; van der Velde, M.; Bopp, L.; Boucher, O.; Godderis, Y.; Hinsinger, P.; Llusia, J.; Nardin, E.; Vicca, S.; Obersteiner, M. & Janssens, I. a. (2013): Human-induced nitrogen-phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature communications* 4, S. 1–10, doi:10.1038/ncomms3934
- Persson, T.; Rudebeck, A. & Wirén, A. (1995): Pools and fluxes of carbon and nitrogen in 40-year-old forest liming experiments in Southern Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 85, S. 901–906, doi:10.1007/BF00476944
- Persson, T. & Wirén, A. (1995): Nitrogen mineralization and potential nitrification at different depths in acid forest soils. *Plant and Soil* 168-169, S. 55–65, doi:10.1007/BF00029313
- Pitman, R.; Bastrup-Birk, A.; Breda, N. & Rautio, P. (2010): Sampling and Analysis of Litterfall. ICP Forests Manual In: ICP Forests Manual XIII
- Polle, A.; Chakrabarti, K.; Chakrabarti, S.; Seifert, F.; Schramel, P. & Rennenberg, H. (1992): Antioxidants and Manganese Deficiency in Needles of Norway Spruce (*Picea abies* L.) Trees. *Plant physiology* 99, S. 1084–1089
- Ponette, Q.; Dufey, J. E. & Weissen, F. (1997): Downward movement of dolomite, kieserite or a mixture of CaCO₃ and kieserite through the upper layers of an acid forest soil. *Water, Air, & Soil Pollution* 95, S. 353–379, doi:10.1007/BF02406174
- Popovic, B.; Andersson, F. & Nihlgard, B. (1988): Effects of liming on tree growth and regeneration. Liming as a Measure to Improve Soil and Tree Condition in Areas Affected by Air Pollution: Results and Experiences of an Ongoing Research Programme. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3518., S. 80–87
- Porcal, P.; Koprivnjak, J.-F.; Molot, L. a & Dillon, P. J. (2009): Humic substances-part 7: the biogeochemistry of dissolved organic carbon and its interactions with climate change. *Environmental science and pollution research international* 16, S. 714–26, doi:10.1007/s11356-009-0176-7
- Potthoff, M.; Asche, N.; Stein, B.; Muhs, A. & Beese, F. (2008): Earthworm communities in temperate beech wood forest soils affected by liming. *European Journal of Soil Biology* 44, S. 247–254, doi:10.1016/j.ejsobi.2007.05.004
- Prenzel, J. (1985): Die maximale Löslichkeit von oberflächlich ausgebrachtem Kalk. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 43, S. 1142
- Prenzel, J. & Meiwes, K. J. (1994): Sulfate Sorption in Soils under Acid Deposition: Modeling Field Data from Forest Liming. *Journal of Environment Quality* 23, S. 1212–1217, doi:10.2134/jeq1994.00472425002300060013x
- Pretzsch, H. (2010): Zur Verteilung des Zuwachses zwischen den Bäumen eines Bestandes und Abhängigkeit des Verteilungsschlüssels von den Standortbedingungen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 181, S. 4–13

- Pretzsch, H.; Biber, P. & Ďurský, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162, S. 3–21, doi:10.1016/S0378-1127(02)00047-6
- Pretzsch, H.; Block, J.; Böttcher, M.; Dieler, J.; Gauer, J.; Göttlein, A.; Moshhammer, R.; Schuck, J.; Weis, W. & Wunn, U. (2013): Entscheidungsstützungssystem zum Nährstoffentzug im Rahmen der Holzernte: Nährstoffbilanzen wichtiger Waldstandorte in Bayern und Rheinland-Pfalz. Abschlussbericht zum DBU-Projekt Az. 25966-33/0. , 204 S.
- Pretzsch, H.; Block, J.; Dieler, J.; Schuck, J.; Gauer, J.; Göttlein, A.; Moshhammer, R.; Weis, W. & Wunn, U. (2014): Nährstoffentzüge durch die Holz- und Biomassenutzung in Wäldern . Teil 1 : Schätzfunktionen für Biomasse und Nährelemente und ihre Anwendung in Szenariorechnungen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung im Druck*, S. 1–28
- Prietzl, J. & Kölling, C. (1999): Remobilisierung von Sulfat-Schwefel aus Luftverunreinigungen. Ein praxistaugliches Routineverfahren zur Beurteilung des SO₄-Mobilisierungspotentials in Waldböden. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118, S. 329–344
- Prietzl, J.; Rehfuess, K. E.; Stetter, U. & Pretzsch, H. (2008): Changes of soil chemistry, stand nutrition, and stand growth at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in Central Europe during 40 years after fertilization, liming, and lupine introduction. *European Journal of Forest Research* 127, S. 43–61
- Prodan, M. (1965): *Holzmesslehre*. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main
- Quesnel, P. & Côté, B. (2009): Prevalence of Phosphorus, Potassium, and Calcium Limitations in White Spruce across Canada. *Journal of Plant Nutrition* 32, S. 1290–1305
- Quesnel, P.; Côté, B.; Fyles, J. W. & Munson, A. D. (2006): Optimum Nutrient Concentrations and CND Scores of Mature White Spruce Determined Using a Boundary-Line Approach and Spatial Variation of Tree Growth and Nutrition. *Journal of Plant Nutrition* 29, S. 1999–2018
- Rapp, C. (1991): Untersuchungen zum Einfluss von Kalkung und Ammoniumsulfatdüngung auf Feinwurzeln und Ektoomykorrhizen eines Buchenaltbestandes im Solling. In: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A*, 72
- Rautio, P.; Fürst, A.; Stefan, K.; Raitio, H. & Bartels, U. (2010): *Sampling and Analysis of Needles and Leaves*. ICP Forests Manual XII
- Redon, P.-O.; Abdelouas, A.; Bastviken, D.; Cecchini, S.; Nicolas, M. & Thiry, Y. (2011): Chloride and organic chlorine in forest soils: storage, residence times, and influence of ecological conditions. *Environmental science & technology* 45, S. 7202–8, doi:10.1021/es2011918
- Reemtsma, J. B. (1986): Der Magnesium-Gehalt von Nadeln niedersächsischer Fichtenbestände und seine Beurteilung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 157, S. 196–200
- Reif, A.; Schulze, E.-D.; Ewald, J. & Rothe, A. (2014): Waldkalkung – Bodenschutz contra Naturschutz? *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 14, S. 5–29
- Reimoser, F. (1986): Funktionen des Rehwildes im Wald-Ökosystem. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, S. 458–459
- Robertson, G. P. (1982): Nitrification in forested ecosystem. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 296, S. 445–457
- Rommel, M. & Rothe, G. M. (1997): Entwicklung der Feinwurzeln nach Kalkung eines Eichen-Buchen-Mischbestandes im Pfälzer-Wald (Merzalben) im Zeitraum 1996 und 1997. *Forschungsbericht für die Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft*.
- Rubo, S. (2013): Veränderungen im Artengefüge der Krautschicht und im Zuwachsverhalten von Jungbuchen in einem Kalkungsversuch im Hunsrück. *Bachelor Thesis, Universität Trier*, 48 S.
- Rumpf, H. & Petersen, R. (2008): Waldumbau mit Buche unter Berücksichtigung ihrer ökologischen Ansprüche. In: *Beiträge aus der NW-FVA* 3, S. 193–219

- Rumpf, S.; Nagel, J. & Meiwes, K. J. (2012): Forschungsvorhaben: Möglichkeiten und Grenzen der Vollbaumnutzung. Ergebnisbericht (FKZ: 22015407), Göttingen, 380 S.
- Runge, M. & Rode, M. W. (1991): Effects of Soil Acidity on Plant Associations. In: Ulrich & Sumner (Hrsg.): Soil Acidity. Springer, Berlin, Heidelberg
- SaarForst. (2013): Konzept zur Bodenschutzkalkung des Staatsforstes im Saarland
- Saarsalmi, A. & Tamminen, P. (2005): Boron, Phosphorus and Nitrogen Fertilization in Norway Spruce Stands Suffering from Growth Disturbances. *Silva Fennica* 39, S. 351–364
- Sanders, J. (1983): The effect of pH on the total and free ionic concentrations of manganese, zinc and cobalt in soil solutions. *Journal of Soil Science* 34, S. 315–323
- Sato, S. & Comerford, N. B. (2006): Assessing Methods for Developing Phosphorus Desorption Isotherms from Soils using Anion Exchange Membranes. *Plant and Soil* 279, S. 107–117, doi:10.1007/s11104-005-0437-2
- Schaller, K.; Lohnertz, O. & Michel, H. (1995): Improvements of the DRIS-system and first experiences in grapevine nutrition with special consideration of the compositional nutrient diagnosis approach. *Acta Horticulturae* 383, S. 171–189
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P.; Blume, H.; Brummer, G. W.; Schwertmann, U.; Hörn, R.; Kögel-Knabner, I.; Stahr, K.; Auerswald, K.; Beyer, L.; Hartmann, A.; Litz, N.; Scheinost, A.; Stanjek, H.; Welp, G. & Wilke, B. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin
- Schindeldecker, S. (2010): Habitatanalyse von Wildschweinen (*Sus scrofa* L.) anhand von GPS-Daten im Pfälzer Wald. Diplomarbeit, Universität Trier, 105 S.
- Schleppi, P.; Tobler, L.; Bucher, J. & Wytttenbach, A. (2000): Multivariate interpretation of the foliar chemical composition of Norway spruce (*Picea abies*). *Plant and soil* 219, S. 251–262
- Schley, L. & Roper, T. J. (2003): Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review* 33, S. 43–56, doi:10.1046/j.1365-2907.2003.00010.x
- Schlichting, E. (1955): Bemerkungen zur Ausdeutung Von Blattanalysen. *Plant and Soil* 6, S. 92–96, doi:10.1007/BF01393759
- Schlotter, D.; Hildebrand, E. E. & Schack-Kirchner, H. (2009): Die Bodenlösung - Monitor für den Boden oder für die Methode ihrer Gewinnung? Böden - eine endliche Ressource. Berichte der DBG. Jahrestagung der DBG - Kommission VII, Bonn.
- Schnoor, J. L. & Stumm, W. (1986): The role of chemical weathering in the neutralization of acidic deposition. *Swiss Journal of Hydrology* 48, S. 171–195, doi:10.1007/BF02560197
- Van Schöll, L.; Kuyper, T. W.; Smits, M. M.; Landeweert, R.; Hoffland, E. & Breemen, N. Van. (2007): Rock-eating mycorrhizas: their role in plant nutrition and biogeochemical cycles. *Plant and Soil* 303, S. 35–47, doi:10.1007/s11104-007-9513-0
- Schöpp, W.; Posch, M.; Mylona, S. & Johansson, M. (2003): Long-term development of acid deposition (1880–2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7, S. 436–446
- Schroeder, D. (1992): Bodenkunde in Stichworten. Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin; Stuttgart
- Schüler, G. (1990): Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minerung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen. Vergleichender Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minerung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen. 1. Kolloquium, Mainz, 14. Mai 1990.
- Schüler, G. (1992): Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen. In: Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz 21, S. 5–26

- Schüler, G. (1995): Waldkalkung als Bodenschutz. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 8, S. 430–433
- Schüler, G. (2002): Schutz versauerter Böden in nachhaltig bewirtschafteten Wäldern-Ergebnisse aus 10-jähriger interdisziplinärer Forschung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 173, S. 1–7
- Schüler, G. & Butz-Braun, R. (1997): Stabilisierung von Dreischicht-Tonmineralen versauerter Waldböden durch Bodenschutzmaßnahmen Stabilisierung von Dreischicht-Tonmineralen versauerter Waldböden durch Bodenschutzmaßnahmen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85, S. 1557–1560
- Schüler, G. & Zwick, N. (1992): Die Beeinflussung von Feinwurzelmasse und -vitalität eines Kiefernbestandes (*Pinus sylvestris* L.) mit unterständiger Buche (*Fagus sylvatica* L.) durch pflanzenverfügbare Elemente, sowie Veränderungen nach unterschiedlichen Kalkungsmaßnahmen. In: *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* 21, S. 69–98
- Schulte-Bisping, H. (2003): Nitrous oxide emission inventory of German forest soils. *Journal of Geophysical Research* 108, S. 4132, doi:10.1029/2002JD002292
- Schultze, B. & Scherzer, J. (2013): Wasserhaushaltsuntersuchungen an Waldstandorten in Rheinland-Pfalz für den Zeitraum ab 1988. Modellierung des Wasserhaushalts für die Kompensationsstandorte Adenau, Otterberg und Birkenfeld der FAWF Rheinland-Pfalz. Neukalibrierung des WHH - Modells.
- Schulze, E.-D.; Beck, E. & Müller-Hohenstein, K. (2005): *Plant Ecology*.
- Schütz, M.; Risch, A. C.; Achermann, G.; Thiel-Egenter, C.; Page-Dumroese, D. S.; Jurgensen, M. F. & Edwards, P. J. (2006): Phosphorus Translocation by Red Deer on a Subalpine Grassland in the Central European Alps. *Ecosystems* 9, S. 624–633, doi:10.1007/s10021-006-0091-4
- Schwertmann, U.; Süsner, P. & Nätscher, L. (1987): Protonenpuffersubstanzen in Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 150, S. 174–178, doi:10.1002/jpln.19871500310
- Schwind, W. (1983): *Der Wald der Vulkaneifel in Geschichte und Gegenwart*. Dissertation, Universität Göttingen, 458 S.
- Schwinning, S. & Weiner, J. (1998): Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. *Oecologia* 113, S. 447–455, doi:10.1007/s004420050397
- Seagle, S. (2003): Can ungulates foraging in a multiple-use landscape alter forest nitrogen budgets? *Oikos* 103, S. 230–234
- Seibt, G. & Reemtsma, J. B. (1977): Ertragskundliche und bodenkundliche Ergebnisse langfristiger Kalkdüngungsversuche im nord- und westdeutschen Bergland: Weitere Kalkungsversuche. In: *Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen* 50, S. 89–298
- Seibt, G. & Wittich, W. (1977): Ertragskundliche und bodenkundliche Ergebnisse langfristiger Kalkdüngungsversuche im nord- und westdeutschen Bergland: Der älteste Kalkungsversuch in Neuenheerse und bodenkundliche Grundlagen. In: *Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen* 50, S. 5–85
- Sikström, U. (1997): Effects of low-dose liming and nitrogen fertilization on stemwood growth and needle properties of *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 95, S. 261–274, doi:10.1016/S0378-1127(97)00025-X
- Silva, G.; Neves, J.; Alvarez, V. & Leite, F. (2004): Nutritional diagnosis for eucalypt by DRIS, M-DRIS, and CND. *Scientia Agricola* 61, S. 507–515
- Sitte, P.; Ziegler, H.; Ehrendorfer, E. & Bresinsky, A. (1991): *Strasburger - Lehrbuch der Botanik*. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York
- Spellmann, H. & Meiwes, K. J. (1995): Positive Auswirkungen der Kalkung. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 50, S. 71–73
- Spiecker, H. (1991): Liming, nitrogen and phosphorus fertilization and the annual volume increment of Norway spruce stands on long-term permanent plots in Southwestern Germany. *Fertilizer Research* 27, S. 87–93, doi:10.1007/BF01048611

- Spiecker, H.; Hildebrand, E. E. & Evers, F. H. (1992): Ernährung und Zuwachs von Fichten in einem langfristig beobachteten Düngungsversuch im Buntsandstein-Schwarzwald. *Forst und Holz* 47, S. 181–185
- Spranger, T.; Lorenz, U. & Gregor, H.-D. (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. In: UBA-Texte, 52
- Steinbeck, K. (1966): Site, height and mineral nutrient content relations of Scotch pine provenances. *Silvae genetica* 15, S. 42–50
- Ste-Marie, C. & Paré, D. (1999): Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil Biology and Biochemistry* 31, S. 1579–1589, doi:10.1016/S0038-0717(99)00086-3
- Stephens, J. C. (2002): Response of Soil Mineral Weathering to Elevated Carbon Dioxide. Dissertation, Pasadena, California, 179 S.
- Stimm, B. & Utschig, H. (1994): Der Kiefern-Provenienzversuch Hagenbach acht Jahrzehnte nach seiner Begründung. *Forst und Holz* 49, S. 115–122
- Stoddard, J.; Jeffries, D.; Lükewille, A.; Clair, T.; Dillon, P.; Driscoll, C. T.; Forsius, M.; Johannessen, M.; Kahl, J. S.; Kellogg, J.; Kemp, A.; Mannio, J.; Monteith, D. T.; Murdoch, P.; Patrick, S.; Rebsdorf, A.; Skjelvale, B.; Stainton, M.; Traaen, T.; van Dam, H.; Webster, K.; Wieting, J. & Wilander, A. (1999): Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature* 401, S. 575–578, doi:10.1038/44114
- Strebel, O. (1960): Mineralstoffernährung und Wuchsleistung von Fichtenbeständen (*Picea Abies*) in Bayern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 79, S. 17–42, doi:10.1007/BF01822368
- Sucker, C. & Krause, K. (2010): Increasing dissolved organic carbon concentrations in freshwaters: what is the actual driver? *iForest - Biogeosciences and Forestry* 3, S. 106–108, doi:10.3832/ifer0546-003
- Sucker, C.; von Wilpert, K. & Puhlmann, H. (2011): Acidification reversal in low mountain range streams of Germany. *Environmental monitoring and assessment* 174, S. 65–89, doi:10.1007/s10661-010-1758-z
- Surkus, B. & Tegethof, U. (2004): Standorte für Grünbrücken. Ermittlung konfliktreicher Streckenabschnitte gegenüber großräumigen Wanderungen jagdbarer Säugetiere. In: *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen* 117
- Svensson, T.; Lovett, G. M. & Likens, G. E. (2012): Is chloride a conservative ion in forest ecosystems? *Biogeochemistry* 107, S. 125–134, doi:10.1007/s10533-010-9538-y
- Sverdrup, H. & Warfvinge, P. (1993a): The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the $(Ca + Mg + K)/Al$ ratio. In: *Reports in ecology and environmental engineering*, 2
- Sverdrup, H. & Warfvinge, P. E. R. (1993b): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model PROFILE. *Applied Geochemistry* 8, S. 273–283, doi:10.1016/0883-2927(93)90042-F
- Talkner, U.; Meiwes, K. J.; Mindrup, M. & Nagel, R.-V. (2011): Bewertung des Ernährungszustands eines Fichtenforsts: Möglichkeiten des DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System). *Forstarchiv* 82, S. 82–91, doi:10.2376/0300-4112-82-82
- Tamm, C. O. (1955): Studies on Forest Nutrition I. Seasonal Variatio in in the Nutrient Content of Conifer Needles. In: *Meddelanden Fran Statens Skogsforskningsinstitut*, 45/5
- Tamm, C. O.; Aronsson, A.; Popovic, B. & Flower-Ellis, J. (1999): Optimum nutrition and nitrogen saturation in Scots pine stands. *Studia Forestalia Suecica* No.206.
- Tang, C. & Rengel, Z. (2003): Role of Plant Cation/Anion Uptake Ratio in Soil Acidification. In: Rengel (Hrsg.): *Handbook of Soil Acidity*. Marcel Dekker, New York
- Timmer, V. R. & Stone, E. L. (1978): Comparative Foliar Analysis of Young Balsam Fir Fertilized With Niotrogen, Phosphorus, Potassium, and Lime. *Soil Science Society of America Journal* 42, S. 125–130

- Ulrich, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 144, S. 289–305, doi:10.1002/jpln.19811440308
- Ulrich, B. (1983): Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich & Pankrath (Hrsg.): *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Reidel, Dordrecht
- Ulrich, B. (1986a): Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149, S. 702–717, doi:10.1002/jpln.19861490607
- Ulrich, B. (1986b): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 105, S. 421–435, doi:10.1007/BF02741750
- Ulrich, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 151, S. 171–176, doi:10.1002/jpln.19881510304
- Ulrich, B. (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen: Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. In: *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen, Reihe B* 24, S. 204–210
- Ulrich, B. (1994): Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. In: Godbold & Hüttermann (Hrsg.): *Effects of acid rain on forest processes*. Wiley-Liss, New York
- Ulrich, B. (1995): Die Entwicklung der Waldschäden aus ökosystemarer Sicht. In: *UBA-Texte* 28, S. 9–19
- Ulrich, B. & Matzner, E. (1983): Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. *Forschungsbericht* 10402615. Bundesminister des Innern, Bonn
- Ulrich, B.; Mayer, R. & Khanna, P. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. In: *Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen*, 58
- Umweltbundesamt. (2011): Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland. Anhänge 5.1 bis 5.9. In: *UBA-Texte*,
- Umweltbundesamt. (2013a): Ammoniak-Emissionen - Entwicklung seit 1990. <http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/ammoniak-emissionen>
- Umweltbundesamt. (2013b): Air Quality and the nitrogen cycle.
- Veerhoff, M. & Brümmer, G. (1989): Silicatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59, S. 1203–1207
- Veerhoff, M. & Brümmer, G. (1991): Mineralogische und chemische Charakterisierung von Abbauprodukten der Silicatverwitterung unter stark sauren Bedingungen. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 66, S. 1123–1126
- Veerhoff, M. & Brümmer, G. W. (1992): Silicatverwitterung und -zerstörung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen und deren ökologische Konsequenzen. *Natur- und Landschaftskunde* 28, S. 25–32
- Veerhoff, M.; Roscher, S. & Brümmer, G. W. (1996): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. In: *Berichte*, Schmidt Erich Verlag, Berlin
- Venterea, R. T.; Groffman, P. M.; Verchot, L. V; Magill, A. H. & Aber, J. D. (2004): Gross nitrogen process rates in temperate forest soils exhibiting symptoms of nitrogen saturation. *Forest Ecology and Management* 196, S. 129–142, doi:10.1016/j.foreco.2004.03.016
- Volk, C.; Wood, L.; Johnson, B.; Robinson, J.; Zhu, H. W. & Kaplan, L. (2002): Monitoring dissolved organic carbon in surface and drinking waters. *Journal of Environmental Monitoring* 4, S. 43–47, doi:10.1039/b107768f
- Vries, W. & Breeuwsma, A. (1987): The relation between soil acidification and element cycling. *Water, Air, and Soil Pollution* 35, S. 293–310, doi:10.1007/BF00290937

- Waldner, P.; Marchetto, A.; Thimonier, A.; Schmitt, M.; Rogora, M.; Granke, O.; Mues, V.; Hansen, K.; Pihl Karlsson, G.; Žlindra, D.; Clarke, N.; Verstraeten, A.; Lazdins, A.; Schimming, C.; Iacoban, C.; Lindroos, A.-J.; Vanguelova, E.; Benham, S.; Meesenburg, H.; Nicolas, M.; Kowalska, A.; Apuhtin, V.; Napa, U.; Lachmanová, Z.; Kristoefel, F.; Bleeker, A.; Ingerslev, M.; Vesterdal, L.; Molina, J.; Fischer, U.; Seidling, W.; Jonard, M.; O’Dea, P.; Johnson, J.; Fischer, R. & Lorenz, M. (2014): Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* 95, S. 363–374, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.06.054
- Wallander, H. (2000): Uptake of P from apatite by *Pinus sylvestris* seedlings colonised by different ectomycorrhizal fungi. *Plant and Soil* 218, S. 249–256
- Warfvinge, P. & Sverdrup, H. (1995): Critical Loads of Acid Deposition to Swedish Forest Soils. In: *Reports in Ecology and Environmental Engineering*, 5
- Watson, C. (1980): Seasonal soil temperature regimes in south-eastern Australia. *Australian Journal of Soil Research* 18, S. 325, doi:10.1071/SR9800325
- Wehrmann, J. (1959a): Methodische Untersuchungen zur Durchführung von Nadelanalysen in Kiefernbeständen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 78, S. 77–97, doi:10.1007/BF01822233
- Wehrmann, J. (1959b): Die Mineralstoffernährung von Kiefernbeständen (*Pinus silvestris*) in Bayern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 78, S. 129–149, doi:10.1007/BF01825420
- Wehrmann, J. (1961): Die Auswirkung der Trockenheit von 1959 auf die Nährelementversorgung bayerischer Kiefernbestände. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 80, S. 272–287, doi:10.1007/BF01821295
- Weis, W.; Gruber, A.; Huber, C. & Göttlein, A. (2009): Element concentrations and storage in the aboveground biomass of limed and unlimed Norway spruce trees at Höglwald. *European Journal of Forest Research* 128, S. 437–445, doi:10.1007/s10342-009-0291-5
- Werner, W. (1995): Auswirkungen von Dolomit-Kalkung und Kalium-Düngung auf die Nitratausnutzung, das Wachstum und die Vitalität der Krautschicht des Waldökosystems an der Umweltkontrollstation Idar-Oberstein. In: *Mitteilungen aus der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz* 32, S. 106–130
- Werner, W. & Atzberger, C. (2000): Auswirkungen von Kompensations-Kalkungen in Fichtenforsten auf sauren Böden im Hunsrück. In: *Trierer Bodenkundliche Schriften*, 1
- Westermann, F. (2000): Versauerung von Fließgewässern in Rheinland-Pfalz. *Untersuchungen von Bachoberläufen im Hunsrück 1983-1999 - Entwicklungen und Trends*. Mainz
- White, P. (2001): Chloride in Soils and its Uptake and Movement within the Plant: A Review. *Annals of Botany* 88, S. 967–988, doi:10.1006/anbo.2001.1540
- Wichmann, L. (2001): Annual Variations in Competition Symmetry in Even-aged Sitka Spruce. *Annals of Botany* 88, S. 145–151, doi:10.1006/anbo.2001.1445
- Williams, C. H. & David, D. J. (1976): The accumulation in soil of cadmium residues from phosphate fertilizers and their effect on the cadmium content of plants. *Soil Science* 121, S. 86–93
- Von Wilpert, K. (2003): Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174, S. 21–30
- Von Wilpert, K.; Hartmann, P. & Schäffer, J. (2013a): Begründung, Technik und Wirkung der Bodenschutzkalkung. Vortrag bei Kolloq Waldkalkung - Umweltvorsorge oder Naturschutzproblem? 25.10.2013, Stuttgart.
- Von Wilpert, K.; Schäffer, J. & Hartmann, P. (2013b): Regenerationsorientierte Bodenschutzkalkung. *FVA-Merkblatt* 54, S. 41
- Winkler, P. (1982): Zur Trendentwicklung des pH-Wertes des Niederschlags in Mitteleuropa. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 145, S. 576–585, doi:10.1002/jpln.19821450610

- Wirthner, S.; Schütz, M.; Page-Dumroese, D. S.; Busse, M. D.; Kirchner, J. W. & Risch, A. C. (2012): Do changes in soil properties after rooting by wild boars (*Sus scrofa*) affect understory vegetation in Swiss hardwood forests? *Canadian Journal of Forest Research* 42, S. 585–592, doi:10.1139/x2012-013
- De Wit, C.; Dijkshoorn, W. & Noggle, J. (1963): Ionic balance and growth of plants. In: *Verslagen van landbouwkundige onderzoekingen*, 69
- Wittich, W. (1942): Natur und Ertragsfähigkeit der Sandböden im Gebiete des norddeutschen Diluviums. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen* 74, S. 1–42
- Wolf, A.; Doughty, C. E. & Malhi, Y. (2013): Lateral diffusion of nutrients by Mammalian herbivores in terrestrial ecosystems. *PloS one* 8, S. e71352, doi:10.1371/journal.pone.0071352
- Wolff, B. & Riek, W. (2006): Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald.
- Wolff, B. & Riek, W. (2007): *Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE), Band 1 (Stand 2007)*. Bonn
- Wolters, V.; Ekschmitt, K. & Scholle, G. (1995): Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. *Allgemeine Forst Zeitschrift* 17, S. 936–940
- Wright, K. E. (1937): Effects of phosphorus and lime in reducing aluminum toxicity of acid soils. *Plant physiology* 12, S. 173–81
- Wright, R.; Roelofs, J.; Bredemeier, M.; Blanck, K.; Boxman, A. W.; Emmett, B. A.; Gundersen, P.; Hultberg, H.; Kjønnaas, O. J.; Moldan, F.; Tietema, A.; van Breemen, N. & van Dijk, H. F. G. (1995): NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *Forest Ecology and Management* 71, S. 163–169, doi:10.1016/0378-1127(94)06093-X
- Wytenbach, A.; Bajo, S.; Bucher, J.; Furrer, V.; Schleppei, P. & Tobler, L. (1995): The concentrations of K, Rb and Cs in spruce needles (*Picea abies* Karst.) and in the associated soils. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 158, S. 499–504
- Yousuf, M.; Akter, S.; Haque, M. I.; Mohammad, N. & Zaman, M. S. (2013): Compositional Nutrient Diagnosis (CND) Of Onion (*Allium cepa* L.). *Bangladesh Journal of Agricultural Research* 38, S. 271–287
- Zech, W. (1970): Besonderheiten im Ernährungszustand chlorotischer Fichten auf kalkreichen Böden. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 89, S. 1–9, doi:10.1007/BF02740934
- Zeller, B.; Recous, S.; Kunze, M.; Moukoui, J.; Colin-Belgrand, M.; Bienaimé, S.; Ranger, J. & Dambrine, E. (2007): Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Annals of Forest Science* 64, S. 151–158, doi:10.1051/forest:2006099
- Zianis, D.; Muukkonen, P.; Mäkipää, R. & Mencuccini, M. (2005): Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. In: *Silva Fennica Monographs*, 4
- Ziechmann, W. & Müller-Wegener, U. (1990): *Bodenchemie*. BI-Wissenschaftsverlag, Mannheim, Wien Zürich
- Zimmermann, S. & Luster, J. (2013): Sind Waldbodenfunktionen nachhaltig gewährleistet? Beispiel Säurepufferung. *Forum für Wissen*, S. 47–53

Anhang

A Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Lageplan der Versuchsflächen des vergleichenden Kompensationsversuchs in Rheinland-Pfalz.....	5
Abb. 2	Beispielhafte Fotos des Bestandes der drei Versuchsflächen.....	10
Abb. 3	Lageplan der Parzellen innerhalb des gezäunten Areals der Versuchsfläche Adenau.	11
Abb. 4	Lageplan der Parzellen innerhalb des gezäunten Areals der Versuchsfläche Idar-Oberstein	11
Abb. 5	Lageplan der Parzellen innerhalb des gezäunten Areals der Versuchsfläche Hochspeyer	12
Abb. 6	Beispielhafte, schematische Darstellung des Aufbaus und der Instrumentalisierung der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	13
Abb. 7	Schematische Darstellung des Bodenprobenahmedesigns	15
Abb. 8	Mittelwerte mit Standardabweichung der TRD der drei Versuchsanlagen bei unterschiedlicher Bodentiefe.....	17
Abb. 9	Die aufsteigend sortierten Verhältnisse der 2013/14 in 1,3 m und in 1,8 m Höhe gemessenen Durchmesser von 239 Bäumen der Versuchsfläche Adenau.....	19
Abb. 10	Werte der Ausbauchsreihe für Fichte, die für die Umrechnung des 1,8 m gemessenen Durchmesser auf 1,3 m in Adenau verwendet wurde.....	21
Abb. 11	Vergleich der aus verschiedenen allometrischen Funktionen berechneten Mittelwerte und Standardabweichungen der Wurzelbiomasse.....	23
Abb. 12	Schematische Darstellung der in der vorliegenden Arbeit betrachteten Elementflüsse und Elementspeicher	24
Abb. 13	Cl-Bilanz (Deposition abzüglich Sickerwasseraustrag in 60 cm Tiefe) aller in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parzellen der Versuchsfläche Adenau im Untersuchungszeitraum 1989-2012.....	32
Abb. 14	Anteile der Kationen an der Kationensumme im Streulysimeterwasser der Kontrolle in Adenau	34
Abb. 15	Änderungen im pH Wert des Sickerwassers mit andauernder Säurebelastung und die in bestimmten pH-Bereichen überwiegenden Pufferreaktionen	41
Abb. 16	Beziehung zwischen dem pH Wert und der Löslichkeit von Nährstoffen in Wasser sowie Bodenfunktionen und Prozesse	42
Abb. 17	Wirkung der sauren Deposition auf den Bodenzustand	43
Abb. 18	Schematische Darstellung der Zwischenformen und Puffer-Reaktionen von Aluminium	46
Abb. 19	Schematische Darstellung des Anteils der Al-Formen an der Al-Konzentration im Bodenwasser in Abhängigkeit vom pH Wert für zwei unterschiedlich hohe Al Konzentrationen.....	47
Abb. 20	Änderung des pH (CaCl ₂) mit zunehmender Bodentiefe der drei Versuchsanlagen	52
Abb. 21	Tiefenverlauf der KAKeff der Varianten der drei Versuchsanlagen	54
Abb. 22	Tiefenverlauf der der Basensättigung der drei Versuchsanlagen.....	56
Abb. 23	Mittelwerte mit Standardabweichung der N-Vorräte (0-60 cm) der drei Versuchsanlagen.	57
Abb. 24	Mittelwert und Standardabweichung der P Vorräte der Humusauflage und des Mineralbodens von 0-60 cm der Varianten der drei Versuchsflächen	57
Abb. 25	Mittelwerte mit Standardabweichung der S-Vorräte der Humusauflage und dem Mineralboden von 0-60 cm der drei Versuchsanlagen	58
Abb. 26	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbare Mg-Vorräte der drei Versuchsflächen	59
Abb. 27	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbare Ca-Vorräte der drei Versuchsflächen	59

Abb. 28	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbare K-Vorräte der drei Versuchsflächen.....	59
Abb. 29	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Na-Vorräte der drei Versuchsanlagen	60
Abb. 30	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Al-Vorräte der drei Versuchsanlagen.....	60
Abb. 31	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Fe-Vorräte der drei Versuchsanlagen	61
Abb. 32	Mittelwerte mit Standardabweichung der austauschbaren Mn-Vorräte der drei Versuchsanlagen.....	61
Abb. 33	Entwicklung der Mg-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der unterschiedlichen Varianten auf den drei Versuchsflächen	64
Abb. 34	Entwicklung der Ca-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) der drei Versuchsflächen	64
Abb. 35	Entwicklung der Ca-Fracht im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.....	65
Abb. 36	Summe der Ca-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen	65
Abb. 37	Entwicklung der K-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) der drei Versuchsflächen.....	65
Abb. 38	Entwicklung der K-Fracht im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	66
Abb. 39	Entwicklung der Ammonium-N-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) drei Versuchsflächen	67
Abb. 40	Summe der Ammonium-N-Fracht des Untersuchungszeitraums im Wasser der Streulysimeter (0cm) und im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.....	67
Abb. 41	Entwicklung der Phosphat-P-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) drei Versuchsflächen.....	67
Abb. 42	Entwicklung der Mn-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	68
Abb. 43	Summe der Mn-Fracht des Untersuchungszeitraums im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.....	69
Abb. 44	Entwicklung der Al-Fracht mit dem Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	70
Abb. 45	Summe der Al-Fracht des Untersuchungszeitraums im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.....	71
Abb. 46	Entwicklung der Fe-Fracht mit dem Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	72
Abb. 47	Summe der Fe-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen	72
Abb. 48	Entwicklung des pH Wertes im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen auf Quartalsbasis	73
Abb. 49	Entwicklung des molaren BC/Al-Verhältnisses in 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	74
Abb. 50	Entwicklung des molaren BC/Al-Verhältnisses im Wasser der Streulysimeter (0cm) der drei Versuchsflächen	75
Abb. 51	Entwicklung des Aziditätsgrades im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie in 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.....	76
Abb. 52	Entwicklung der DOC-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	77
Abb. 53	Entwicklung der DOC-Fracht im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.....	77
Abb. 54	Summe der DOC-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen	78
Abb. 55	Entwicklung der Nitratstickstoff-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen.....	79
Abb. 56	Summe der Nitratstickstoff-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.....	79

Abb. 57	Entwicklung der Nitratstickstoff-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der Variante 6 in AD, der Variante 8 in HS und der Variante 3 in IO (Parzelle 3-1 mit Windwurf)	80
Abb. 58	Entwicklung der Sulfat-Schwefel-Fracht im Wasser der Streulysimeter (0cm) sowie im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	81
Abb. 59	Summe der Sulfat-Schwefel-Fracht des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.....	81
Abb. 60	Summe der Anionen-Fracht (Chlorid, Nitrat, Sulfat, Org-) des Untersuchungszeitraums im Sickerwasser aus 10 und 60 cm Tiefe pro Parzelle der drei Versuchsflächen.....	82
Abb. 61	Boxplots der N-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	85
Abb. 62	Boxplots der P-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	86
Abb. 63	Boxplots der Ca-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	87
Abb. 64	Boxplots der Mg-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	88
Abb. 65	Boxplots der K-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	90
Abb. 66	Boxplots der Mn-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	91
Abb. 67	Boxplots der Fe-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	93
Abb. 68	Boxplots der S-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	94
Abb. 69	Boxplots der B-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	95
Abb. 70	Boxplots der Zn-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	96
Abb. 71	Boxplots der Al-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	98
Abb. 72	Boxplots der Na-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	99
Abb. 73	Boxplots der Cd-Konzentrationen der 2011/12 gewonnenen Nadel-/Blattkompartimentproben der drei Versuchsanlagen.....	100
Abb. 74	Mittelwert mit Standardabweichung des N:P-Verhältnis des c+0 Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen.....	102
Abb. 75	Mittelwert mit Standardabweichung des N:K-Verhältnis des c+0 Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen.....	102
Abb. 76	Mittelwert mit Standardabweichung des N:Mg-Verhältnis des c+0 Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen.....	103
Abb. 77	Mittelwert mit Standardabweichung des N:P:K-Verhältnis des ersten Nadeljahrgangs der 2011 beprobten Bäume der drei Versuchsanlagen.....	104
Abb. 78	Mittelwert des N:P:K-Verhältnis des ersten Nadeljahrgangs der von 1990 bis 2011 beprobten Bäume in Adenau.....	105

Abb. 79	Elementkonzentrationen der c+0 und c+2 Nadeln des, aus den Daten der rheinland-pfälzischen Waldernährungserhebung 2006/2007 (nicht gekalkten Fichtenflächen mit Bonität I oder besser) gebildeten Fichten-Referenzbestand.....	107
Abb. 80	Elementkonzentrationen der c+0 Nadeln des, aus den Daten der rheinland-pfälzischen Waldernährungserhebung 2006/2007 (nicht gekalkten Kiefernflächen mit Bonität I oder besser) gebildeten Kiefer-Referenzbestand.....	107
Abb. 81	Mittels CND berechnete I Werte der drei Versuchsflächen für den ersten (c+0) und bei Fichte auch für den dritten (c+2) Nadeljahrgang pro Variante	111
Abb. 82	Korrelation des mittleren CND ^{r2} -Wertes der c+0 und c+2 Nadeln mit dem mittleren Höhenzuwachs aller beprobten Individuen einer Varianten.....	112
Abb. 83	Zusammenhang zwischen der Pflanzengröße und dem Zuwachs sowie Darstellung des Einflusses der Standortgüte auf die Größen-Zuwachs-Beziehung.....	133
Abb. 84	Zuwachsgerade der drei Versuchsflächen für die drei gebildeten Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung (3-5 t Dolomit ha ⁻¹) und hohe Kalkung (9-15 t Dolomit ha ⁻¹).....	134
Abb. 85	Biomassevorräte der Versuchsflächen zu Versuchsbeginn sowie der Zuwachs des Biomassevorrats von 1988 bis 2011 (IO, HS) bzw. 2013 (AD).....	136
Abb. 86	Zusammenhang zwischen der relativen Beleuchtungsstärke und der mittleren Wuchshöhe bzw. Mortalität der Buchenklumpen auf den drei Kontrollparzellen in IO	139
Abb. 87	Mittels DHP berechnete relative Beleuchtungsstärke der einzelnen Buchenklumpen.....	140
Abb. 88	Mittelwert und Standardabweichung der Mortalität aller Klumpen einer Variante (dunkelgrau) und Mittelwert und Standardabweichung der Wuchshöhe aller Individuen einer Variante (hellgrau)	140
Abb. 89	Verlauf der potentiellen Netto-Säurebelastung (ACpotnet) der drei Versuchsflächen	146
Abb. 90	Summe der ACpotnet im Beobachtungszeitraum (links) und die zur Kompensation benötigte Dosis an dolomitischem Kalk (rechts).....	146
Abb. 91	Verlauf der N Deposition, der seesalzkorrigierten Sulfat-Schwefel-, Cl- und Mb-Kationen-Deposition sowie der potentiellen Netto-Säurebelastung (ACpotnet) der drei Versuchsflächen von 1989 bis 2012.....	147
Abb. 92	Mittelwerte und Standardabweichung der jährlichen Gesamt-Deposition ausgewählter Elemente im Beobachtungszeitraum 1989-2012 der drei Versuchsflächen.....	154
Abb. 93	Zuwachs der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen.....	162
Abb. 94	P-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen	163
Abb. 95	N-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen	164
Abb. 96	Ca-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen.....	165
Abb. 97	Mg-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen.....	166
Abb. 98	K-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen	167
Abb. 99	Na-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen.....	168
Abb. 100	Fe-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen	169
Abb. 101	Mn-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen	170
Abb. 102	Al-Festlegung der Parzellen im Beobachtungszeitraum der drei Versuchsflächen.....	171
Abb. 103	Aufsummierte N Flüsse (Balken) und N Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	173
Abb. 104	Aufsummierte P Flüsse (Balken) und P Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	175

Abb. 105	Aufsummierte Mg Flüsse (Balken) und Mg Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	176
Abb. 106	Aufsummierte Ca Flüsse (Balken) und Ca Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	178
Abb. 107	Aufsummierte K Flüsse (Balken) und K Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	179
Abb. 108	Aufsummierte Na Flüsse (Balken) und Na Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.....	181
Abb. 109	Aufsummierte S Flüsse (Balken) und S Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen.	182
Abb. 110	Aufsummierte Mn Flüsse (Balken) und Mn Bilanzsalden (Raute) im Beobachtungszeitraum der Parzellen der drei Versuchsflächen	184
Abb. 111	Wirkungsdauer der Kalkung der verschiedenen Varianten berechnet anhand der Ca Bilanz.....	188
Abb. 112	Wirkungsdauer der Kalkung der verschiedenen Varianten berechnet anhand der Mg Bilanz.....	189
Abb. 113	Mittelwert und Standardabweichung des jährlichen Netto-Eintrags potentiell versauernder Verbindungen (ACpotnet) der Jahre 2004-2006 und 2010-2012 sowie der nach den Angaben aus Gauger et al. (2013) auf Basis des Mittelwerts 2004-2006 berechneten Prognose der ACpotnet für das Jahr 2020	191
Abb. 114	Aktuelle Säurebelastung der Kontrolle und der Varianten 1 und 8 nach Ulrich (1991), bestehend aus der effektiven Säurebelastung, welche über die Bilanzen hergeleitet wurde, und der Protonenproduktion durch die Festlegung der Nährstoffe in der Biomasse im Beobachtungszeitraum	193
Abb. 115	Vergleich von pH Werten aus den Jahren 1927 und 1992 des Oberbodens (0-5 cm) auf unterschiedlichen geologischen Substraten in Baden-Württemberg	194
Abb. 116	Verhältnis der Mg Konzentration der Kalkungsvarianten zur Mg Konzentration der Kontrolle der drei Versuchsflächen für die im Beobachtungszeitraum gewonnenen Nadelproben des c+0 und c+2-Nadeljahrgangs. Die Werte der Kontrolle entsprechen 100 %	197
Abb. 117	Schematische Darstellung der Tonmineralumwandlung bei steigender Säurebelastung	201
Abb. 118	Mittelwert und Standardabweichung (n = 4) der austauschbaren Mn Konzentration im Ah Horizont (AD, IO) bzw. im Oh Ah Übergangshorizont (HS, Variante 8 in AD) der drei Versuchsflächen.....	204
Abb. 119	Mo Konzentrationen der c+0 Nadeln der Kontrolle und der Variante 8 der Jahre 1995 und 1996	215
Abb. 120	Auswirkung der N Form und der am N Kreislauf im Ökosystem beteiligten Prozesse auf die Protonenproduktion (+) und -Konsumption (-) pro NH_4^+ oder NO_3^-	218
Abb. 121	Verhältnis der P Konzentration der Varianten (die Varianten 3, 7 und 8 weisen in HS eine zusätzliche P Düngung auf) zur P Konzentration der Kontrolle für die im Beobachtungszeitraum gewonnenen Nadelproben des c+0 Nadeljahrgangs in Hochspeyer. Die Werte der Kontrolle entsprechen 100 %	225
Abb. 122	Mittelwert und Standardabweichung (n = 4) der säurelöslichen Cd Konzentration in der Humusaufgabe und dem Ah Horizont (AD, IO) bzw. im Oh Ah Übergangshorizont (HS, Variante 8 in AD) der drei Versuchsflächen.....	226
Abb. 123	Verhältnis der K Konzentrationen der Kalkungsvarianten zu den K Konzentrationen der Kontrolle. Die Werte der Kontrolle entsprechen 100 %.....	228

Abb. 124	Mittelwert und Standardabweichung der Ca Konzentrationen des c+0 Nadeljahrgangs der Kontrolle in Adenau	232
Abb. 125	Verlauf der Chlorid-Deposition der drei Versuchsflächen im Untersuchungszeitraum.	237
Abb. 126	Bestandesniederschlag und Sickerwassermenge der Streulysimeter und in 10 und 60 cm Tiefe der drei Versuchsflächen	238
Abb. 127	N Vorräte der beprobten Horizonte der Kontrollfläche in IO von 0-60 cm Tiefe (Darstellung als Balken) und der Glühverlust des Ah-Horizontes (Darstellung als Rauten).....	240
Abb. 128	Kationenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Adenau	306
Abb. 129	Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau.....	307
Abb. 130	Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau	308
Abb. 131	Kationenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Idar-Oberstein	309
Abb. 132	Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein.....	310
Abb. 133	Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein	311
Abb. 134	Kationenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Hochspeyer	312
Abb. 135	Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer.....	313
Abb. 136	Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer	314
Abb. 137	Anionenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Adenau.....	315
Abb. 138	Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau	316
Abb. 139	Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau	317
Abb. 140	Anionenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Idar-Oberstein	318
Abb. 141	Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein.....	319
Abb. 142	Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein	320
Abb. 143	Anionenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Hochspeyer.....	321
Abb. 144	Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer	322
Abb. 145	Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer	323

B Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Übersicht der drei Versuchsanlagen des vergleichenden Kompensationsversuchs.....	6
Tab. 2	Ausgewählte Behandlungsvarianten auf den Flächen des vergleichenden Kompensationsversuchs.....	7
Tab. 3	Mineralbodenhorizonte sowie deren Mächtigkeit, Skelettgehalt, Durchwurzelung und Wurzelverteilung sowie Gefüge der drei Versuchsanlagen	9
Tab. 4	Korngrößenverteilung [%] und Bodenart in 10 und 60 cm Tiefe auf den jeweiligen Versuchsanlagen.....	12
Tab. 5	Lage der für die Freilandmessungen des Kompensationsversuchs herangezogene Klimastationen	14
Tab. 6	Bei der Analyse der Humus- und Mineralbodenproben eingesetzte Aufschlussverfahren nach dem Handbuch der Forstlichen Analytik.....	16
Tab. 7	Regressionsgleichung und Bestimmtheitsmaß der linearen Regression zwischen Tiefe und TRD.....	17
Tab. 8	Anteil der Grob- und Feinwurzelbiomasse an der oberirdischen Biomasse.....	22
Tab. 9	Mineral- und Tonmineralausstattung in % des Mineralbodens (Feinboden) bis in 60 cm Tiefe auf den jeweiligen Versuchsanlagen.....	28
Tab. 10	Verwendete Eingangsparameter für die Simulation der Mineralverwitterung mit PROFILE	30
Tab. 11	Aufsummierte Elementfrachten (1989-2012) in 60 cm Tiefe aller in der vorliegenden Arbeit untersuchten Parzellen der Versuchsfläche Adenau.....	32
Tab. 12	Verhältnisse der aufsummierten Elementfrachten (1989-2012) zur aufsummierten Cl Fracht (1989-2012) in 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau	33
Tab. 13	Cl-Korrekturfaktor der Sickerwassermenge für die Streulysimeter (0 cm) und die Saugkerzen in 10 und 60 cm Tiefe. Übersicht für alle Parzellen der drei Versuchsflächen.....	34
Tab. 14	Korrelation der Element-Konzentrationen in den Kompartimenten des Streufalls und in den c+0 und c+2 Nadelproben mit der bei der Behandlung 1989 ausgebrachten Menge an dolomitischen Kalk	36
Tab. 15	SNK des Feinbodens ohne organische Substanz bis 60 cm Tiefe der Kontrolle.....	50
Tab. 16	SNK des Feinbodens ohne organische Substanz bis 10 cm Tiefe der Kontrolle	50
Tab. 17	SNK der ausgebrachten Kalke und Dünger der drei Versuchsflächen.....	50
Tab. 18	SNK _{pH5} pro kg Feinboden der beprobten Tiefenstufen	51
Tab. 19	pH (CaCl ₂) der im Frühjahr 2011 beprobten Horizonte der drei Versuchsflächen.....	52
Tab. 20	Effektive Kationenaustauschkapazität [$\mu\text{eq g}^{-1}$] der im Frühjahr 2011 beprobten Horizonte der drei Versuchsflächen.....	53
Tab. 21	Basensättigung [%] der im Frühjahr 2011 beprobten Horizonte der drei Versuchsflächen.....	55
Tab. 22	Gesamt-Basensättigung [%] und Basensättigungs-Status des Bodens	56
Tab. 23	Zuordnung der Varianten der Versuchsanlagen AD und IO anhand des Medians der Mg-Konzentrationen in die Bewertungsstufen (Alterslinien) für Fichte nach Reemtsma (1986).....	89
Tab. 24	Lage des Medians nach den Grenzwerten von Göttlein et al. (2011).....	97
Tab. 25	Reihenfolge der Elemente die nach der CND den Zuwachs limitieren, aufsteigend vom niedrigsten zum höchsten CND-Index.....	110
Tab. 26	Mittelwert des CND ^{r2} und des Höhenzuwachses (zH) von 1988 bis 2011 der drei Versuchsflächen für den ersten und bei Fichte den dritten Nadeljahrgang pro Variante.....	110
Tab. 27	Mittelwert und Standardabweichung der Trockenmasse der Kompartimente des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls der Varianten der drei Versuchsflächen.....	113

Tab. 28	Mittelwert und Standardabweichung der N-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	115
Tab. 29	Mittelwert und Standardabweichung der P-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	116
Tab. 30	Mittelwert und Standardabweichung der Ca-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	117
Tab. 31	Mittelwert und Standardabweichung der Mg-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	118
Tab. 32	Mittelwert und Standardabweichung der K-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	119
Tab. 33	Mittelwert und Standardabweichung der Na-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	120
Tab. 34	Mittelwert und Standardabweichung der Mn-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	121
Tab. 35	Mittelwert und Standardabweichung der S-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	122
Tab. 36	Mittelwert und Standardabweichung der Fe-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	123
Tab. 37	Mittelwert und Standardabweichung der Al-Konzentrationen der beprobten Kompartimenten des von Sept. 2011 bis Sept. 2012 gesammelten Streufalls (n = 4) und der 2012 gefälltten Bäume (n = 9 Kontrolle / 6 Kalkungsvarianten) der drei Versuchsflächen	124
Tab. 38	Mittelwert und Standardabweichung der für die Berechnung der unterirdischen Element-Vorräte der Feinwurzeln ($\varnothing < 2$ mm) verwendete Konzentrationen	126
Tab. 39	Mittelwert und Standardabweichung der für die Berechnung der unterirdischen Element-Vorräte der Grobwurzeln ($\varnothing > 2$ mm) verwendete Konzentrationen	126
Tab. 40	Test des Parameters BHD der drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnow-Test	128
Tab. 41	Test des Parameters BHD auf Unterschiede zwischen den drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung mittels Kruskal-Wallis-Test innerhalb eines Aufnahmejahres	128

Tab. 42	Ertragskundliche Kennwerte der Versuchsfläche Adenau für die drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung.....	129
Tab. 43	Ertragskundliche Kennwerte der Versuchsfläche Idar-Oberstein für die drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung.....	130
Tab. 44	Ertragskundliche Kennwerte der Versuchsfläche Hochspeyer für die drei Gruppen Kontrolle, geringe Kalkung und hohe Kalkung.....	131
Tab. 45	Daten der Zuwachsgeraden der drei Versuchsflächen für die Gruppen (Kontrolle, gering Kalkung, hohe Kalkung) für die Zeiträume 1988-1996, 1996-2011 und 1988-2011.....	133
Tab. 46	Daten der Zuwachsgeraden der Versuchsfläche Adenau mit den bei der Durchforstung 2005 entnommenen Individuen für die Gruppen (Kontrolle, gering Kalkung, hohe Kalkung)	133
Tab. 47	Maßzahl E der drei Versuchsflächen für die Gruppen (Kontrolle, gering Kalkung, hohe Kalkung) für die Zeiträume 1988-1996, 1996-2011 und 1988-2011.....	135
Tab. 48	Mittelwert und Standardabweichung des Volumens (v) der drei Versuchsflächen zu Versuchsbeginn sowie des Volumenzuwachses (zv) im Beobachtungszeitraum 1988-2011 (IO, HS) bzw. 1988-2013 (AD) der einzelnen Parzellen und die jährliche relative Wachstumsgeschwindigkeit der drei Gruppen Kontrolle (0), geringe Kalkung (1) und hohe Kalkung (2).....	137
Tab. 49	Mittelwert und Standardabweichung der Höhe und des Höhenzuwachs der Versuchsfläche Adenau.....	138
Tab. 50	Mittelwert und Standardabweichung der Höhe und des Höhenzuwachs der Versuchsfläche Idar-Oberstein.	138
Tab. 51	Mittelwert und Standardabweichung der Höhe und des Höhenzuwachs der Kiefer der Versuchsfläche Hochspeyer.....	138
Tab. 52	Protonenproduktion [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] durch die Nährstofffestlegung für die Varianten in Adenau bei Berücksichtigung unterschiedliche Kompartimente des Bestandes und bei Annahme eines unterschiedlichen Anteils von NO_3^- und NH_4^+ an der N Aufnahme.	143
Tab. 53	Protonenproduktion [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] durch die Nährstofffestlegung für die Varianten in Idar-Oberstein bei Berücksichtigung unterschiedliche Kompartimente des Bestandes und bei Annahme eines unterschiedlichen Anteils von NO_3^- und NH_4^+ an der N Aufnahme.	144
Tab. 54	Protonenproduktion [$\text{keq ha}^{-1} \text{a}^{-1}$] durch die Nährstofffestlegung für die Varianten in Hochspeyer bei Berücksichtigung unterschiedliche Kompartimente des Bestandes und bei Annahme eines unterschiedlichen Anteils von NO_3^- und NH_4^+ an der N Aufnahme.	145
Tab. 55	Korrelationskoeffizient (R^2) der Trendanalyse (lineare Regression) der N Deposition (N), der seesalzkorrigierten Sulfat-Schwefel- ($\text{SO}_4\text{-S}^*$), der seesalzkorrigierten Cl- (Cl^*) und der seesalzkorrigierten Mb-Kationen-Deposition sowie der potentiellen Netto-Säurebelastung (ACpotnet) der drei Versuchsflächen für den Untersuchungszeitraum 1989 - 2012.....	148
Tab. 56	Über den Untersuchungszeitraums 1989 bis 2012 aufsummierten effektive Säurebelastung und Säure/Basen-Reaktionen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$] für die Varianten der drei Versuchsflächen.....	149
Tab. 57	Aufsummierte effektive Säurebelastung (> 0) und Säure/Basen-Reaktionen (< 0) [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$] nach Ulrich (1991) des Zeitraums 1989 bis 2012 der Kontrolle der drei Versuchsflächen.	151
Tab. 58	Darstellung der aufsummierte effektive Säurebelastung (> 0) und Säure/Basen-Reaktionen (< 0) aus der Bilanz von H, N, S und DOC sowie aus der Festlegung in Derbholz und Rinde des Zeitraums 1989 bis 2012 der Kontrolle der drei Versuchsflächen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$]	151
Tab. 59	Verrechnete aufsummierte effektive Säurebelastung und Säure/Basen-Reaktionen [$\text{keq ha}^{-1} 24\text{a}^{-1}$] (vgl. Tab. 56) des Zeitraums 1989 bis 2012 der drei Versuchsflächen.....	152

Tab. 60	Anteil der Pufferreaktionen an den gesamten Säure/Basen-Reaktionen.....	153
Tab. 61	Jährliche Gesamt-Deposition (TD) [kg ha ⁻¹] sowie Trendanalyse (lineare Regression) des Untersuchungszeitraums der Versuchsfläche Adenau.....	155
Tab. 62	Jährliche Gesamt-Deposition (TD) [kg ha ⁻¹] sowie Trendanalyse (lineare Regression) des Untersuchungszeitraums der Versuchsfläche Idar-Oberstein.....	156
Tab. 63	Jährliche Gesamt-Deposition (TD) [kg ha ⁻¹] sowie Trendanalyse (lineare Regression) des Untersuchungszeitraums der Versuchsfläche Hochspeyer.....	157
Tab. 64	Mit PROFILE berechnete jährliche Elementfreisetzungsraten in kg ha ⁻¹ der Mb Kationen durch Mineralverwitterung der auf den Versuchsflächen vorhandenen Minerale von 0-60 cm Tiefe.....	159
Tab. 65	SNK-Einträge durch Deposition und Kalkung und SNK-Austräge mit dem Sickerwasser und durch den angenommenen Export der Biomasse der Kompartimente Derbholz und Rinde [keq ha ⁻¹ 24a ⁻¹] des Zeitraums 1989 bis 2012 der drei Versuchsflächen.....	185
Tab. 66	Mittelwert und Standardabweichung der Wirkungsdauer in Jahren pro ausgebrachten 100 kg Ca und 100 kg Mg in Jahren.....	187
Tab. 67	Vergleich der SNKpH5 der oberen 10 cm des Mineralbodens, der puffernd wirkenden Freisetzung im Untersuchungszeitraum von Mb Kationen bis 10 und 60 cm Tiefe, der ACpotnet des Untersuchungszeitraums, der auf Basis der Prognose von Gauger et al. (2013) für den Zeitraum 2013-2036 berechneten ACpotnet und der puffernden Wirkung von 3 t dolomitischen Kalks ha ⁻¹	192
Tab. 68	Mittelwert des molaren Ca/Mn Verhältnis (n = 12) der 2011 in AD und IO beprobten Fichtennadeln des c+0 und c+2 Jahrgangs.....	205
Tab. 69	Mittelwert und Standardabweichung des C/N Verhältnisses der drei Versuchsflächen.....	213
Tab. 70	Mittelwert und Standardabweichung des 100 Nadelgewicht [g] der 2011 gewonnenen Nadelproben für die drei Versuchsflächen und für den ersten und dritten Nadeljahrgang.....	215
Tab. 71	Anzahl der Tage pro Jahr mit einer gemessenen (fett) oder modellierten (kursiv) Bodentemperatur größer 15 °C für die Bodentiefen 5 und 10 cm der drei Versuchsflächen.....	216
Tab. 72	Mittelwert der N Deposition und der N Speicherung (N Speicherung = N Deposition - N Austrag mit dem Sickerwasser) im Ökosystem im Beobachtungszeitraum. Die N Sättigung des Ökosystems wurde anhand der Kennwerte aus Block et al. (2000) bewertet.....	221
Tab. 73	Mittelwert und Standardabweichung (n schwankend von 3 bis 15) der P-Konzentrationen [mg kg ⁻¹] der 1995 in IO gewonnen Feinwurzeln (Ø < 2 mm).....	224
Tab. 74	Mg-Konzentration im c+0 Nadeljahrgang auf der Kontrolle in AD im Vergleich zu der jeweiligen unteren und oberen Grenze der mittleren Ernährungsklasse bei Fichte nach Riek & Wolff (2007), Krauß & Heinsdorf (2005) und Göttlein et al. (2011).....	231
Tab. 75	Deskriptive Statistik der N Vorräte der Kontrolle in Idar-Oberstein für die Jahre 1991, 1993, 1994, 1996, 1998, 2006 und 2011.....	241
Tab. 76	Deskriptive Statistik der N Vorräte der Kontrolle in IO bei der Probenahme 1991 und 2011.....	241
Tab. 77	Entwicklung der N Vorräte der Kontrolle im Zeitraum 1991 bis 2011.....	242
Tab. 78	Mittelwerte der austauschbaren Na Vorräte aller Parzellen der Jahre 1991 und 2011 und der Summe der Na Fracht im Wasser der Streulysimeter (0 cm) und aus 10 cm Tiefe.....	244
Tab. 79	Vergleich der mittels PROFILE kalkulierten Na Freisetzung mit der Na Bilanz der Versuchsflächen.....	244
Tab. 80	Vergleich der mit PROFILE berechneten jährliche Elementfreisetzungsraten durch Mineralverwitterung von 0-60 cm Tiefe mit und ohne CO ₂ Einfluss.....	244
Tab. 81	Anteil des wiedergefundenen Ca für die Herleitung über die Bodenprobenahme und über die Ca Bilanz.....	248

Tab. 82	Anteil des wiedergefundenen Mg für die Herleitung über die Bodenprobenahme und über die Mg Bilanz	248
Tab. 83	Beispielhafte Darstellung der Auswirkungen einer falsch angenommenen Bezugsmenge auf die Berechnung der wiedergefundenen Elementvorräte	249
Tab. 84	N-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	293
Tab. 85	P-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	294
Tab. 86	Mg-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	295
Tab. 87	Ca-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	296
Tab. 88	K-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	297
Tab. 89	S-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	298
Tab. 90	Mn-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	299
Tab. 91	Na-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zu Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.	300
Tab. 92	Behandlung der Versuchspartzellen [t/ha] im vergleichenden Kompensationsversuch	301
Tab. 93	Mittlere Zusammensetzung der Minerale in % bis in 60 cm Tiefe	302
Tab. 94	Berechnung der effektive Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach (Ulrich 1991) für die Kontrollfläche der Versuchsfläche Adenau. Angaben in [keq ha ⁻¹]	303
Tab. 95	Berechnung der effektive Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach (Ulrich 1991) für die Kontrollfläche der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Angaben in [keq ha ⁻¹].	304
Tab. 96	Berechnung der effektive Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach (Ulrich 1991) für die Kontrollfläche der Versuchsfläche Hochspeyer. Angaben in [keq ha ⁻¹]	305

C Bilanzen

In den folgenden Tabellen sind für die Elemente N, P, K, Mg, Ca, S, Mn und Na die Bilanzgrößen (vgl. Kap. 2.8) der drei Versuchsflächen aufgeführt.

An erster Stelle sind die Einträge in ökosystemaren Kreislauf durch die Deposition (TD), die Freisetzung durch die Mineralverwitterung (MV) und mittels Kalkung und Düngung (KD) sowie der Elementverlust durch den Austrag mit dem Sickerwasser in 60 cm Tiefe (SW_60) aufgeführt und die Element-Bilanz in vier Varianten für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012 berechnet:

- Die aus diesen Bilanzgrößen berechnete „Bilanz-A“ stellt die Input-Output-Bilanz ohne Entzug von Elementen durch eine Nutzung der Biomasse dar.
- Bei der Berechnung der „Bilanz-B“ wird zusätzlich die Festlegung von Elementen in der Biomasse (BM) der Kompartimenten Derbholz und Rinde des Bestandes (DR) als Austrag angesehen, was für eine reduzierte Nutzung steht.
- Für die „Bilanz-C“ wird die Festlegung in der gesamten oberirdischen Biomasse (BM (O)) als Austrag angesehen, was für eine intensive Nutzung steht.
- Die „Bilanz-D“ stellt die Bodenbilanz dar, bei der die gesamte Festlegung in der ober- und unterirdischen Biomasse (BM (OU)) als Austrag angesehen wird.

An zweiter Stelle werden die ökosystem-internen Elementflüsse für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012 aufgelistet (vgl. Kap. 2.8.6). Dazu zählt die Rückführung der durch den Bestand aufgenommenen Elemente zum Waldboden mit dem Streufall. Dabei ist zu beachten, dass die angegebenen Elementfrachten mit dem Streufall lediglich auf den Messungen eines Jahres beruhen und daher nur als grobe Abschätzung für den Zeitraum verstanden werden können. Des Weiteren sind die Elementfrachten mit dem Sickerwasser von der Humusaufgabe in den oberen Mineralboden (SW_0) und vom oberen und den tieferen Mineralboden (SW_10) aufgeführt.

Tabelle 84

N-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

N [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6	+849,6
MV	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-113,1	-299,8	-279,8	-469,4	-293,2	-284,1	-481,8	-656,2	-721,0	-406,2	-446,0	-452,0
Bilanz-A	+736,5	+549,8	+569,8	+380,2	+556,3	+565,4	+367,8	+193,3	+128,6	+443,4	+403,6	+397,6
BM (DR)	-65,6	-61,4	-112,6	-100,4	-88,0	-88,8	-93,3	-94,5	-90,8	-107,4	-84,8	-98,6
Bilanz-B	+670,9	+488,4	+457,2	+279,7	+468,4	+476,7	+274,5	+98,8	+37,8	+336,0	+318,8	+299,0
BM (O)	-240,6	-235,2	-348,3	-311,5	-305,6	-316,0	-268,7	-255,8	-269,3	-299,6	-242,8	-315,2
Bilanz-C	+495,9	+314,6	+221,4	+68,6	+250,8	+249,4	+99,1	-62,5	-140,7	+143,8	+160,8	+82,4
BM (OU)	-305,9	-289,0	-420,3	-371,4	-363,0	-370,6	-329,9	-308,8	-335,2	-375,2	-304,8	-392,3
Bilanz-D	+430,6	+260,8	+149,5	+8,8	+193,3	+194,9	+37,9	-115,4	-206,6	+68,2	+98,8	+5,3
Streufall	1343,3	1343,3	1465,5	1465,5	1361,9	1361,9	1445,9	1445,9	1358,5	1358,5	1454,1	1454,1
SW_0	591,1	720,7	695,8	807,6	739,3	639,0	924,4	755,6	959,9	786,9	789,6	858,8
SW_10	211,3	310,1	460,7	540,1	305,5	316,8	580,3	752,0	653,8	524,9	641,0	587,2
Bilanz: IO												
TD	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6	+593,6
MV	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-28,8	-79,4	-23,0	-124,1	-186,4	-21,3	-222,5	-82,2	-73,8	-166,2	-105,0	-63,0
Bilanz-A	+564,8	+514,1	+570,5	+469,5	+407,1	+572,3	+371,1	+511,4	+519,8	+427,4	+488,6	+530,6
BM (DR)	-118,2	-132,6	-197,9	-314,8	-344,7	-438,0	-447,3	-431,2	-483,5	-481,2	-521,5	-551,3
Bilanz-B	+446,6	+381,5	+372,7	+154,6	+62,5	+134,3	-76,2	+80,2	+36,3	-53,8	-32,9	-20,7
BM (O)	-224,1	-283,4	-354,4	-487,5	-446,0	-573,7	-607,4	-528,4	-636,5	-585,8	-622,3	-651,6
Bilanz-C	+340,7	+230,8	+216,2	-18,1	-38,8	-1,4	-236,3	-17,0	-116,7	-158,4	-133,7	-121,1
BM (OU)	-297,0	-365,1	-451,4	-636,0	-491,5	-665,6	-710,2	-620,4	-727,6	-668,8	-700,0	-718,2
Bilanz-D	+267,8	+149,0	+119,1	-166,6	-84,4	-93,3	-339,1	-109,0	-207,8	-241,4	-211,5	-187,6
Streufall	937,9	937,9	1032,3	1032,3	927,9	927,9	1025,6	1025,6	975,6	975,6	881,1	881,1
SW_0	466,4	451,3	781,5	697,6	714,1	599,3	764,1	569,5	608,2	603,2	624,3	566,8
SW_10	95,6	116,1	172,5	271,6	737,6	51,6	376,6	370,6	292,8	369,4	389,7	402,1
Bilanz: HS												
TD	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4	+489,4
MV	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-35,3	-8,9	-37,5	-35,0	-21,5	-23,1	-38,0	-30,9	-34,3	-38,1	-31,2	-113,5
Bilanz-A	+454,0	+480,5	+451,9	+454,3	+467,8	+466,3	+451,4	+458,4	+455,1	+451,3	+458,2	+375,8
BM (DR)	-55,8	-64,4	-76,1	-51,4	-74,5	-46,3	-42,8	-53,9	-79,4	-66,9	-62,7	-83,9
Bilanz-B	+398,2	+416,1	+375,7	+402,9	+393,4	+420,0	+408,6	+404,5	+375,7	+384,4	+395,5	+292,0
BM (O)	-110,7	-118,7	-135,8	-117,4	-121,0	-84,5	-88,0	-106,4	-140,7	-115,8	-120,0	-130,5
Bilanz-C	+343,3	+361,7	+316,0	+336,9	+346,9	+381,8	+363,4	+352,1	+314,4	+335,5	+338,1	+245,4
BM (OU)	-165,8	-181,2	-208,4	-182,1	-180,5	-131,2	-134,3	-157,1	-200,9	-182,3	-186,1	-187,1
Bilanz-D	+288,3	+299,2	+243,4	+272,3	+287,4	+335,0	+317,1	+301,3	+254,2	+269,0	+272,1	+188,7
Streufall	1754,6	1754,6	1624,1	1624,1	1546,8	1546,8	1683,0	1683,0	1564,3	1564,3	1470,3	1470,3
SW_0	186,0	235,3	228,9	223,3	216,2	190,1	248,4	288,4	231,1	225,3	251,9	311,8
SW_10	95,8	73,1	103,7	125,9	46,6	81,1	106,7	74,0	94,4	96,1	198,7	140,9

Tabelle 85

P-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

P [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7	+26,7
MV	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+36,7	+36,7	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+145,5	+145,5
SW_60	-6,0	-5,4	-4,9	-13,0	-9,0	-8,4	-4,9	-5,3	-6,3	-3,6	-4,6	-5,2
Bilanz-A	+22,5	+23,1	+23,6	+15,5	+56,2	+56,8	+23,6	+23,2	+22,2	+25,0	+169,4	+168,7
BM (DR)	-6,7	-6,3	-7,9	-7,0	-8,8	-8,9	-9,7	-9,9	-11,0	-13,1	-11,8	-13,5
Bilanz-B	+15,8	+16,8	+15,6	+8,5	+47,4	+47,9	+13,9	+13,3	+11,2	+11,9	+157,6	+155,2
BM (O)	-19,1	-18,5	-24,0	-21,4	-27,1	-28,3	-26,7	-25,7	-30,4	-34,9	-32,3	-39,9
Bilanz-C	+3,5	+4,5	-0,5	-5,9	+29,1	+28,6	-3,1	-2,6	-8,2	-9,9	+137,1	+128,9
BM (OU)	-24,8	-23,2	-30,5	-26,7	-33,0	-33,9	-33,5	-31,8	-38,4	-44,2	-40,5	-50,0
Bilanz-D	-2,2	-0,2	-6,9	-11,2	+23,3	+22,9	-10,0	-8,7	-16,1	-19,3	+128,9	+118,7
Streufall	93,6	93,6	109,1	109,1	113,0	113,0	124,2	124,2	123,4	123,4	151,5	151,5
SW_0	126,1	196,8	84,0	79,8	166,3	97,5	180,5	141,9	191,6	150,3	338,3	257,5
SW_10	8,4	13,8	9,3	10,3	15,6	9,5	4,7	11,2	13,6	16,2	11,6	9,1
Bilanz: IO												
TD	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7	+6,7
MV	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8	+1,8
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+36,7	+36,7	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+145,5	+145,5
SW_60	-11,9	-7,5	-2,8	-3,3	-3,9	-3,5	-8,8	-3,6	-4,5	-6,6	-2,9	-5,9
Bilanz-A	-3,5	+1,0	+5,6	+5,2	+41,3	+41,6	-0,3	+4,9	+3,9	+1,8	+151,0	+148,0
BM (DR)	-5,7	-6,4	-6,4	-10,4	-6,8	-8,9	-8,3	-7,8	-7,7	-7,4	-8,5	-8,4
Bilanz-B	-9,2	-5,4	-0,8	-5,2	+34,4	+32,7	-8,6	-2,9	-3,7	-5,6	+142,5	+139,6
BM (O)	-12,5	-16,1	-14,2	-18,6	-15,4	-20,1	-18,9	-14,4	-18,7	-15,2	-19,2	-19,7
Bilanz-C	-16,0	-15,1	-8,6	-13,4	+25,9	+21,6	-19,2	-9,5	-14,8	-13,4	+131,8	+128,3
BM (OU)	-17,6	-21,7	-20,5	-28,3	-19,2	-27,5	-26,9	-21,6	-26,2	-22,1	-26,2	-25,9
Bilanz-D	-21,1	-20,7	-14,9	-23,1	+22,1	+14,1	-27,2	-16,7	-22,3	-20,3	+124,8	+122,1
Streufall	50,4	50,4	45,9	45,9	46,9	46,9	54,3	54,3	52,1	52,1	58,2	58,2
SW_0	85,8	70,3	125,1	112,7	171,2	179,4	158,0	85,8	134,2	134,5	127,5	137,1
SW_10	39,0	8,3	4,7	5,5	9,1	3,5	7,9	4,9	10,7	14,5	7,9	17,2
Bilanz: HS												
TD	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5	+11,5
MV	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3	+1,3
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+36,7	+36,7	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+145,5	+145,5
SW_60	-6,9	-2,4	-2,1	-6,1	-5,5	-2,1	-7,2	-4,7	-3,7	-4,9	-3,4	-12,0
Bilanz-A	+5,9	+10,4	+10,7	+6,7	+44,0	+47,4	+5,6	+8,2	+9,1	+7,9	+154,9	+146,3
BM (DR)	-3,7	-4,3	-5,2	-3,4	-8,6	-5,2	-4,5	-6,0	-10,1	-7,6	-7,7	-11,6
Bilanz-B	+2,2	+6,1	+5,5	+3,3	+35,4	+42,2	+1,1	+2,1	-1,0	+0,3	+147,2	+134,7
BM (O)	-7,4	-7,9	-7,7	-6,9	-15,8	-10,9	-10,1	-12,4	-18,5	-14,5	-16,1	-20,1
Bilanz-C	-1,5	+2,5	+3,0	-0,2	+28,2	+36,5	-4,5	-4,3	-9,5	-6,7	+138,8	+126,3
BM (OU)	-11,8	-12,8	-13,2	-12,2	-23,9	-17,7	-16,1	-19,4	-27,0	-23,7	-25,7	-29,2
Bilanz-D	-5,9	-2,4	-2,5	-5,5	+20,1	+29,7	-10,5	-11,3	-18,0	-15,9	+129,2	+117,1
Streufall	70,3	70,3	63,7	63,7	80,6	80,6	63,9	63,9	95,0	95,0	86,0	86,0
SW_0	24,9	30,5	32,1	34,4	29,4	33,8	25,3	35,9	54,8	82,1	57,3	84,8
SW_10	14,6	9,8	10,8	28,4	6,8	8,8	21,1	8,2	10,6	17,2	28,3	24,6

Tabelle 86

Mg-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

Mg [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0	+53,0
MV	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5	+34,5
KD	+0,0	+0,0	+349,4	+349,4	+355,5	+355,5	+582,3	+582,3	+1176,1	+1176,1	+1441,5	+1441,5
SW_60	-48,2	-69,6	-276,3	-447,8	-174,8	-200,7	-354,7	-506,6	-723,2	-468,5	-528,8	-459,0
Bilanz-A	+39,3	+17,9	+160,6	-10,9	+268,3	+242,4	+315,1	+163,2	+540,4	+795,1	+1000,2	+1070,1
BM (DR)	-17,9	-16,8	-24,7	-21,8	-23,3	-23,4	-28,6	-29,0	-32,7	-39,2	-35,9	-41,1
Bilanz-B	+21,3	+1,2	+135,9	-32,8	+245,0	+219,0	+286,4	+134,1	+507,7	+755,9	+964,3	+1029,0
BM (O)	-30,8	-29,7	-49,1	-44,0	-51,0	-53,5	-57,0	-56,0	-65,1	-76,6	-72,1	-86,0
Bilanz-C	+8,4	-11,7	+111,4	-55,0	+217,3	+188,9	+258,1	+107,2	+475,3	+718,5	+928,1	+984,0
BM (OU)	-41,0	-38,7	-60,6	-53,8	-62,7	-65,1	-70,2	-68,4	-80,5	-94,7	-88,2	-105,7
Bilanz-D	-1,8	-20,8	+100,0	-64,7	+205,6	+177,3	+244,8	+94,7	+459,9	+700,4	+912,0	+964,3
Streufall	78,8	78,8	109,3	109,3	113,0	113,0	113,4	113,4	122,3	122,3	150,9	150,9
SW_0	62,5	95,6	440,9	501,8	355,8	440,4	480,9	228,4	701,3	900,7	795,9	964,7
SW_10	74,0	93,6	376,0	423,0	261,0	258,7	407,2	501,0	738,2	730,2	633,7	668,9
Bilanz: IO												
TD	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9	+37,9
MV	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4	+40,4
KD	+0,0	+0,0	+349,4	+349,4	+355,5	+355,5	+582,3	+582,3	+1176,1	+1176,1	+1441,5	+1441,5
SW_60	-40,6	-138,3	-111,7	-313,1	-266,2	-87,1	-436,6	-303,2	-264,8	-443,3	-315,9	-359,9
Bilanz-A	+37,7	-60,0	+316,0	+114,7	+167,7	+346,8	+224,0	+357,4	+989,6	+811,2	+1204,0	+1160,0
BM (DR)	-18,1	-20,3	-24,4	-39,2	-22,8	-29,6	-33,5	-31,7	-32,9	-32,2	-32,9	-33,1
Bilanz-B	+19,6	-80,2	+291,6	+75,5	+144,9	+317,1	+190,5	+325,7	+956,7	+779,0	+1171,2	+1126,9
BM (O)	-25,2	-30,2	-38,1	-55,4	-35,2	-45,6	-58,3	-51,2	-62,9	-57,1	-62,2	-65,4
Bilanz-C	+12,5	-90,2	+278,0	+59,3	+132,5	+301,2	+165,7	+306,2	+926,7	+754,1	+1141,9	+1094,6
BM (OU)	-34,3	-40,6	-50,1	-74,0	-43,8	-59,3	-76,5	-67,9	-82,3	-75,4	-81,8	-84,6
Bilanz-D	+3,4	-100,6	+265,9	+40,7	+123,9	+287,5	+147,5	+289,5	+907,3	+735,8	+1122,2	+1075,4
Streufall	45,3	45,3	61,3	61,3	49,6	49,6	71,9	71,9	80,6	80,6	88,6	88,6
SW_0	55,8	83,2	473,9	310,4	419,4	308,8	546,5	320,4	871,0	635,2	1063,3	736,3
SW_10	51,4	86,8	358,9	372,3	380,1	111,2	608,3	490,1	624,4	698,8	856,9	944,1
Bilanz: HS												
TD	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5	+23,5
MV	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0	+4,0
KD	+0,0	+0,0	+349,4	+349,4	+355,5	+355,5	+582,3	+582,3	+1176,1	+1176,1	+1441,5	+1441,5
SW_60	-20,6	-29,4	-62,7	-64,7	-169,7	-81,6	-114,7	-186,6	-187,6	-211,6	-159,0	-230,8
Bilanz-A	+7,0	-1,8	+314,2	+312,3	+213,4	+301,5	+495,1	+423,2	+1016,1	+992,1	+1310,1	+1238,3
BM (DR)	-17,1	-19,3	-34,9	-22,4	-29,8	-21,1	-21,3	-27,3	-40,5	-34,6	-33,7	-45,0
Bilanz-B	-10,2	-21,1	+279,3	+289,9	+183,6	+280,4	+473,8	+395,9	+975,6	+957,5	+1276,4	+1193,3
BM (O)	-20,8	-23,0	-42,5	-29,5	-39,7	-29,3	-30,3	-38,0	-54,4	-45,9	-46,8	-59,8
Bilanz-C	-13,8	-24,8	+271,7	+282,7	+173,7	+272,2	+464,8	+385,2	+961,7	+946,2	+1263,3	+1178,5
BM (OU)	-27,1	-30,0	-53,7	-39,5	-54,3	-42,4	-42,7	-52,8	-71,8	-64,8	-66,2	-79,5
Bilanz-D	-20,1	-31,8	+260,5	+272,7	+159,1	+259,0	+452,4	+370,4	+944,3	+927,3	+1243,9	+1158,8
Streufall	80,8	80,8	129,2	129,2	147,6	147,6	148,0	148,0	210,8	210,8	253,7	253,7
SW_0	56,8	57,1	206,1	270,5	216,5	227,4	408,2	455,8	303,7	403,3	739,0	749,5
SW_10	39,1	49,5	208,4	109,3	150,0	175,7	177,0	221,0	250,7	293,3	542,7	730,2

Tabelle 87

Ca-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

Ca [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6	+172,6
MV	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0	+21,0
KD	+0,0	+0,0	+603,1	+603,1	+698,6	+698,6	+1005,1	+1005,1	+1809,2	+1809,2	+3803,8	+3803,8
SW_60	-115,7	-115,5	-156,2	-229,1	-133,5	-159,5	-186,1	-261,4	-322,4	-161,8	-274,2	-296,4
Bilanz-A	+77,9	+78,1	+640,5	+567,6	+758,7	+732,7	+1012,6	+937,3	+1680,4	+1841,0	+3723,2	+3701,0
BM (DR)	-134,5	-125,9	-201,9	-179,2	-192,0	-194,8	-210,2	-213,2	-224,0	-267,3	-231,9	-266,5
Bilanz-B	-56,6	-47,8	+438,6	+388,3	+566,7	+537,9	+802,4	+724,0	+1456,4	+1573,7	+3491,3	+3434,5
BM (O)	-215,2	-206,7	-350,3	-313,5	-356,8	-374,5	-350,8	-344,4	-370,6	-433,7	-380,7	-457,4
Bilanz-C	-137,3	-128,6	+290,2	+254,1	+402,0	+358,1	+661,8	+592,8	+1309,8	+1407,3	+3342,5	+3243,6
BM (OU)	-292,3	-276,8	-450,0	-400,3	-456,3	-475,4	-459,4	-449,6	-492,2	-577,2	-508,3	-609,8
Bilanz-D	-214,4	-198,7	+190,5	+167,3	+302,4	+257,3	+553,1	+487,7	+1188,1	+1263,8	+3214,8	+3091,2
Streufall	374,1	374,1	527,0	527,0	587,1	587,1	587,6	587,6	632,0	632,0	687,9	687,9
SW_0	223,2	277,6	720,9	790,0	627,3	737,5	925,8	531,7	1097,0	1111,4	1296,4	1522,7
SW_10	193,2	136,2	272,4	267,2	205,1	222,3	352,1	539,7	373,9	472,0	281,9	395,9
Bilanz: IO												
TD	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5	+146,5
MV	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4	+16,4
KD	+0,0	+0,0	+603,1	+603,1	+698,6	+698,6	+1005,1	+1005,1	+1809,2	+1809,2	+3803,8	+3803,8
SW_60	-46,6	-99,2	-76,6	-127,5	-187,8	-85,5	-269,7	-147,8	-118,1	-256,6	-145,5	-160,6
Bilanz-A	+116,4	+63,8	+689,4	+638,5	+673,8	+776,0	+898,4	+1020,2	+1854,0	+1715,5	+3821,3	+3806,2
BM (DR)	-138,6	-155,4	-119,0	-195,4	-149,2	-195,7	-214,0	-201,8	-226,0	-220,0	-234,4	-234,2
Bilanz-B	-22,2	-91,6	+570,3	+443,1	+524,6	+580,3	+684,3	+818,4	+1627,9	+1495,5	+3586,9	+3571,9
BM (O)	-180,6	-213,9	-200,4	-293,0	-245,1	-317,2	-374,5	-330,0	-418,0	-379,2	-422,6	-439,1
Bilanz-C	-64,2	-150,2	+489,0	+345,5	+428,6	+458,8	+523,8	+690,2	+1436,0	+1336,3	+3398,7	+3367,1
BM (OU)	-241,9	-284,0	-271,6	-403,2	-323,5	-428,6	-523,9	-468,6	-589,8	-543,9	-607,7	-629,1
Bilanz-D	-125,5	-220,3	+417,8	+235,3	+350,3	+347,5	+374,5	+551,6	+1264,2	+1171,6	+3213,6	+3177,0
Streufall	284,6	284,6	404,2	404,2	384,3	384,3	483,7	483,7	589,2	589,2	573,8	573,8
SW_0	196,3	270,9	811,7	591,3	817,5	608,1	959,7	607,5	1088,7	981,3	1419,5	1224,4
SW_10	65,9	72,1	192,5	196,8	519,3	71,9	314,7	376,3	299,5	317,1	381,1	497,6
Bilanz: HS												
TD	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7	+94,7
MV	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0	+3,0
KD	+0,0	+0,0	+603,1	+603,1	+698,6	+698,6	+1005,1	+1005,1	+1809,2	+1809,2	+3803,8	+3803,8
SW_60	-47,9	-29,3	-68,1	-48,5	-85,7	-37,9	-50,7	-49,3	-72,5	-59,6	-44,4	-76,7
Bilanz-A	+49,7	+68,4	+632,6	+652,2	+710,5	+758,3	+1052,0	+1053,4	+1834,3	+1847,2	+3857,1	+3824,8
BM (DR)	-110,6	-126,8	-185,3	-124,3	-156,2	-110,7	-117,4	-144,2	-192,1	-183,4	-180,4	-207,1
Bilanz-B	-60,8	-58,4	+447,4	+527,9	+554,3	+647,6	+934,7	+909,3	+1642,2	+1663,8	+3676,8	+3617,7
BM (O)	-142,8	-162,7	-250,6	-181,9	-199,0	-140,8	-157,4	-193,3	-248,0	-232,3	-234,2	-261,2
Bilanz-C	-93,1	-94,3	+382,0	+470,3	+511,5	+617,5	+894,6	+860,1	+1586,4	+1614,9	+3622,9	+3563,6
BM (OU)	-197,6	-223,6	-349,1	-268,7	-269,6	-196,2	-221,6	-268,6	-329,8	-324,8	-322,9	-343,6
Bilanz-D	-147,8	-155,2	+283,5	+383,5	+440,9	+562,2	+830,4	+784,9	+1504,5	+1522,4	+3534,2	+3481,2
Streufall	746,1	746,1	908,7	908,7	1054,1	1054,1	948,8	948,8	1161,7	1161,7	1248,7	1248,7
SW_0	249,6	240,6	419,4	447,4	433,6	429,5	618,1	681,2	491,3	640,0	969,2	1090,2
SW_10	105,4	94,1	143,6	112,1	100,1	95,3	97,9	100,4	146,8	158,2	312,7	522,1

Tabelle 88

K-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

K [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3	+137,3
MV	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6	+110,6
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+6,3	+6,3	+0,0	+0,0	+84,7	+84,7	+24,6	+24,6
SW_60	-62,6	-39,6	-41,9	-45,4	-54,9	-48,0	-28,4	-34,7	-41,5	-40,7	-28,3	-54,5
Bilanz-A	+185,3	+208,4	+206,0	+202,5	+199,4	+206,2	+219,5	+213,2	+291,1	+291,9	+244,2	+218,0
BM (DR)	-48,7	-45,6	-64,4	-56,8	-54,3	-53,8	-48,2	-48,5	-43,3	-49,7	-33,0	-40,0
Bilanz-B	+136,6	+162,7	+141,6	+145,7	+145,1	+152,5	+171,4	+164,7	+247,7	+242,2	+211,2	+178,0
BM (O)	-95,5	-92,1	-111,6	-98,4	-104,4	-105,9	-78,3	-74,8	-71,2	-77,3	-51,1	-69,5
Bilanz-C	+89,8	+116,2	+94,4	+104,1	+94,9	+100,4	+141,3	+138,5	+219,8	+214,6	+193,1	+148,6
BM (OU)	-122,2	-114,4	-134,2	-116,9	-125,1	-125,2	-95,6	-89,5	-88,9	-96,6	-65,2	-87,4
Bilanz-D	+63,1	+93,9	+71,9	+85,6	+74,2	+81,1	+123,9	+123,8	+202,2	+195,3	+179,0	+130,7
Streufall	164,4	164,4	165,7	165,7	166,2	166,2	180,4	180,4	185,4	185,4	166,1	166,1
SW_0	287,1	234,7	276,9	250,1	290,3	177,2	302,2	273,0	340,2	352,8	251,0	282,3
SW_10	73,1	47,1	34,3	27,1	48,4	17,1	15,6	69,8	36,9	67,3	31,6	43,4
Bilanz: IO												
TD	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4	+51,4
MV	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9	+194,9
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+6,3	+6,3	+0,0	+0,0	+84,7	+84,7	+24,6	+24,6
SW_60	-43,1	-33,4	-32,1	-31,3	-45,2	-22,2	-59,1	-25,1	-24,7	-44,6	-22,0	-29,5
Bilanz-A	+203,2	+212,8	+214,1	+215,0	+207,3	+230,3	+187,2	+221,2	+306,2	+286,3	+248,9	+241,4
BM (DR)	-62,8	-70,4	-64,6	-104,9	-51,0	-68,0	-71,3	-66,2	-68,7	-65,3	-56,8	-51,9
Bilanz-B	+140,4	+142,5	+149,5	+110,0	+156,4	+162,3	+115,9	+155,0	+237,5	+221,0	+192,1	+189,4
BM (O)	-95,2	-116,4	-90,5	-130,1	-72,6	-98,8	-98,7	-76,7	-119,0	-100,7	-66,8	-58,5
Bilanz-C	+108,0	+96,5	+123,6	+84,9	+134,7	+131,5	+88,5	+144,4	+187,2	+185,6	+182,1	+182,8
BM (OU)	-125,1	-149,9	-121,9	-178,4	-90,1	-133,7	-131,9	-105,8	-153,3	-131,6	-88,4	-74,8
Bilanz-D	+78,1	+62,9	+92,2	+36,5	+117,2	+96,6	+55,3	+115,4	+152,9	+154,7	+160,5	+166,6
Streufall	137,6	137,6	125,7	125,7	134,2	134,2	125,1	125,1	133,0	133,0	120,9	120,9
SW_0	352,1	418,2	305,5	325,0	454,8	310,3	410,8	317,7	433,7	361,0	318,1	251,1
SW_10	61,3	24,0	23,6	22,1	74,5	25,7	38,7	21,5	95,2	23,8	28,2	34,9
Bilanz: HS												
TD	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9	+44,9
MV	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3	+73,3
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+6,3	+6,3	+0,0	+0,0	+84,7	+84,7	+24,6	+24,6
SW_60	-100,2	-52,8	-101,4	-139,7	-71,6	-44,4	-74,4	-41,4	-83,9	-38,8	-50,5	-90,2
Bilanz-A	+18,0	+65,3	+16,7	-21,6	+52,9	+80,1	+43,7	+76,8	+118,9	+164,0	+92,3	+52,6
BM (DR)	-61,4	-73,4	-90,3	-53,6	-74,5	-48,4	-32,6	-45,1	-64,8	-46,9	-37,5	-62,2
Bilanz-B	-43,4	-8,1	-73,6	-75,1	-21,7	+31,7	+11,2	+31,7	+54,2	+117,1	+54,9	-9,6
BM (O)	-84,6	-98,5	-111,3	-75,1	-100,9	-70,5	-49,4	-65,5	-86,9	-65,7	-58,0	-80,3
Bilanz-C	-66,7	-33,1	-94,6	-96,7	-48,0	+9,6	-5,7	+11,3	+32,0	+98,3	+34,4	-27,7
BM (OU)	-114,9	-132,8	-146,9	-105,1	-140,7	-104,0	-73,0	-91,8	-115,7	-97,1	-86,7	-105,5
Bilanz-D	-96,9	-67,5	-130,2	-126,7	-87,9	-24,0	-29,3	-15,0	+3,2	+66,9	+5,6	-52,9
Streufall	650,9	650,9	498,5	498,5	505,3	505,3	459,2	459,2	507,7	507,7	437,4	437,4
SW_0	337,5	397,6	330,4	353,8	348,7	265,3	245,2	302,9	411,9	312,8	290,9	461,8
SW_10	182,0	97,5	105,9	108,4	53,4	106,4	93,8	49,6	137,5	132,9	103,8	184,5

Tabelle 89

S-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

S [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5	+468,5
MV	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+203,0	+203,0	+0,0	+0,0
SW_60	-521,5	-452,1	-654,1	-800,3	-608,5	-473,6	-589,3	-686,8	-906,7	-937,4	-672,2	-639,5
Bilanz-A	-53,0	+16,5	-185,5	-331,7	-140,0	-5,0	-120,7	-218,3	-235,2	-265,9	-203,7	-171,0
BM (DR)	-8,3	-7,8	-9,8	-8,6	-9,7	-9,7	-9,8	-9,9	-10,3	-12,1	-10,0	-11,7
Bilanz-B	-61,3	+8,7	-195,4	-340,3	-149,7	-14,7	-130,6	-228,2	-245,5	-278,0	-213,7	-182,7
BM (O)	-20,3	-19,7	-25,7	-22,8	-25,6	-26,4	-22,3	-21,3	-23,1	-25,9	-21,5	-27,3
Bilanz-C	-73,2	-3,2	-211,2	-354,5	-165,5	-31,4	-143,0	-239,6	-258,2	-291,8	-225,2	-198,3
BM (OU)	-25,8	-24,3	-32,0	-28,1	-31,3	-31,9	-28,1	-26,6	-29,4	-33,3	-27,6	-34,9
Bilanz-D	-78,8	-7,8	-217,6	-359,9	-171,2	-36,9	-148,9	-244,9	-264,6	-299,2	-231,3	-205,8
Streufall	99,3	99,3	109,4	109,4	107,2	107,2	109,2	109,2	110,3	110,3	115,0	115,0
SW_0	379,1	420,6	392,2	447,4	475,2	396,5	420,1	421,2	523,7	509,2	420,7	448,2
SW_10	463,5	429,0	544,6	580,9	497,6	445,7	446,7	567,2	710,9	844,4	584,7	582,3
Bilanz: IO												
TD	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2	+369,2
MV	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+203,0	+203,0	+0,0	+0,0
SW_60	-640,6	-908,9	-642,4	-877,5	-899,5	-567,3	-824,4	-836,1	-820,2	-977,1	-762,3	-846,4
Bilanz-A	-271,4	-539,7	-273,2	-508,3	-530,3	-198,1	-455,2	-466,9	-248,0	-404,9	-393,1	-477,2
BM (DR)	-8,8	-9,9	-7,8	-12,8	-7,9	-10,5	-9,9	-9,2	-9,6	-9,2	-8,2	-7,5
Bilanz-B	-280,3	-549,6	-281,0	-521,1	-538,3	-208,6	-465,2	-476,1	-257,7	-414,0	-401,3	-484,8
BM (O)	-15,5	-19,4	-16,5	-22,2	-15,2	-20,2	-20,5	-15,8	-20,1	-16,5	-15,9	-15,4
Bilanz-C	-287,0	-559,2	-289,6	-530,5	-545,6	-218,3	-475,8	-482,7	-268,1	-421,4	-409,0	-492,6
BM (OU)	-20,7	-25,2	-22,9	-32,1	-18,9	-27,1	-27,7	-22,2	-26,0	-21,8	-21,3	-20,0
Bilanz-D	-292,1	-564,9	-296,1	-540,4	-549,3	-225,2	-482,9	-489,1	-274,0	-426,7	-414,4	-497,2
Streufall	73,6	73,6	72,3	72,3	69,5	69,5	73,9	73,9	72,2	72,2	71,1	71,1
SW_0	355,8	371,6	512,7	417,8	491,8	392,7	407,9	368,0	521,5	417,4	445,9	394,3
SW_10	458,3	465,2	628,2	706,9	563,3	456,2	524,0	442,8	776,8	566,5	595,0	674,4
Bilanz: HS												
TD	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8	+199,8
MV	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+203,0	+203,0	+0,0	+0,0
SW_60	-167,3	-242,4	-183,7	-203,3	-319,9	-209,1	-215,2	-271,3	-375,3	-403,3	-220,5	-193,1
Bilanz-A	+32,5	-42,7	+16,1	-3,6	-120,1	-9,4	-15,4	-71,5	+27,5	-0,5	-20,7	+6,7
BM (DR)	-6,6	-7,6	-9,2	-6,6	-9,6	-6,7	-5,8	-7,2	-9,6	-8,7	-8,1	-10,0
Bilanz-B	+25,8	-50,2	+7,0	-10,2	-129,7	-16,0	-21,2	-78,6	+17,9	-9,2	-28,8	-3,3
BM (O)	-10,8	-11,8	-13,7	-11,7	-14,0	-10,5	-9,7	-11,7	-14,4	-12,8	-12,8	-13,7
Bilanz-C	+21,6	-54,4	+2,4	-15,2	-134,1	-19,9	-25,1	-83,1	+13,0	-13,3	-33,5	-7,0
BM (OU)	-15,9	-17,5	-20,6	-18,0	-20,3	-15,9	-14,5	-17,0	-20,2	-19,5	-19,3	-18,9
Bilanz-D	+16,6	-60,1	-4,5	-21,5	-140,4	-25,2	-29,9	-88,4	+7,3	-20,0	-40,0	-12,2
Streufall	134,9	134,9	130,5	130,5	132,0	132,0	132,0	132,0	130,6	130,6	126,9	126,9
SW_0	158,8	169,3	183,7	170,3	166,9	173,3	169,9	192,6	227,6	209,4	187,7	197,9
SW_10	162,5	173,0	174,6	201,1	196,3	191,3	183,1	179,0	268,8	276,9	278,0	244,3

Tabelle 90

Mn-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

Mn [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9	+7,9
MV	Die Mn-Freisetzung wird in PROFILE nicht berücksichtigt											
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-55,2	-86,0	-61,2	-79,4	-50,7	-90,3	-67,6	-60,8	-72,5	-36,5	-37,4	-41,9
Bilanz-A	-47,3	-78,1	-53,3	-71,5	-42,8	-82,4	-59,7	-52,9	-64,6	-28,6	-29,5	-34
BM (DR)	-42,8	-40,1	-20,0	-16,1	-38,5	-37,1	-16,8	-16,5	-11,7	-10,8	+1,8	-1,0
Bilanz-B	-90,1	-118,2	-73,3	-87,6	-81,3	-119,6	-76,5	-69,4	-76,4	-39,4	-27,7	-35,0
BM (O)	-74,5	-71,7	-44,9	-37,9	-74,8	-75,1	-28,4	-25,8	-17,1	-13,4	+8,0	+1,2
Bilanz-C	-121,7	-149,7	-98,3	-109,4	-117,5	-157,5	-88,2	-78,8	-81,7	-42,0	-21,5	-32,8
BM (OU)	-96,7	-91,7	-52,1	-43,1	-85,5	-84,3	-30,3	-26,5	-17,0	-11,2	+13,8	+7,3
Bilanz-D	-143,9	-169,8	-105,4	-114,5	-128,3	-166,7	-90,0	-79,4	-81,7	-39,9	-15,6	-26,7
Streufall	145,4	145,4	147,4	147,4	144,1	144,1	158,3	158,3	121,1	121,1	97,7	97,7
SW_0	57,8	59,2	21,0	42,3	32,9	40,4	68,9	61,5	35,0	8,7	10,6	8,0
SW_10	52,0	72,8	38,5	38,1	25,3	52,2	37,5	48,0	31,4	23,5	36,6	29,8
Bilanz: IO												
TD	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1	+9,1
MV	Die Mn-Freisetzung wird in PROFILE nicht berücksichtigt											
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-67,1	-138,7	-65,7	-92,8	-120,4	-60,5	-94,4	-107,1	-89,7	-109,3	-94,6	-84,3
Bilanz-A	-58,2	-129,9	-56,8	-84	-111,6	-51,7	-85,6	-98,3	-80,9	-100,4	-85,7	-75,4
BM (DR)	-85,2	-95,6	-28,6	-51,1	-14,1	-23,9	-12,9	-7,8	-2,0	+3,9	+12	+27,1
Bilanz-B	-143,4	-225,4	-85,4	-135	-125,6	-75,6	-98,5	-106	-82,9	-96,6	-73,8	-48,3
BM (O)	-116,4	-139,3	-47,2	-67,8	-24,8	-41,1	-20,2	-1,4	-0,4	+14,0	+29,4	+50,9
Bilanz-C	-174,6	-269,2	-104	-151,7	-136,4	-92,8	-105,8	-99,6	-81,3	-86,5	-56,4	-24,5
BM (OU)	-152,7	-180,8	-58,2	-86,0	-21,8	-44,2	-18,0	+4,4	+8,3	+26,1	+46,8	+76,5
Bilanz-D	-211	-310,7	-115	-170	-133,4	-95,9	-103,6	-93,9	-72,6	-74,3	-38,9	+1,1
Streufall	203,9	203,9	214,5	214,5	221,2	221,2	218,6	218,6	164,5	164,5	142,8	142,8
SW_0	109,9	196,0	83,1	169,0	89,8	91,6	64,7	77,8	9,3	22,2	3,4	7,2
SW_10	75,8	113,6	67,9	95,6	172,8	43,8	38,9	50,7	58,4	41,6	20,0	18,5
Bilanz: HS												
TD	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4	+5,4
MV	Die Mn-Freisetzung wird in PROFILE nicht berücksichtigt											
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-1,7	-1,6	-2,3	-2,5	-3,5	-1,1	-2,1	-2,7	-1,2	-1,6	-2,0	-1,4
Bilanz-A	+3,6	+3,8	+3,1	+2,9	+1,8	+4,3	+3,2	+2,7	+4,2	+3,7	+3,4	+4,0
BM (DR)	-6,8	-8,0	-5,3	-3,4	-4,3	-3,3	-1,7	-1,7	-1,1	-2,2	-1,1	0,1
Bilanz-B	-3,1	-4,2	-2,2	-0,4	-2,5	+1,0	+1,6	+0,9	+3,1	+1,5	+2,3	+4,1
BM (O)	-9,2	-10,6	-6,5	-5,0	-4,7	-3,9	-1,5	-1,6	+0,2	-1,5	+0,0	2,4
Bilanz-C	-5,5	-6,8	-3,3	-2,1	-2,8	+0,4	+1,7	+1,1	+4,4	+2,2	+3,4	+6,5
BM (OU)	-11,8	-13,6	-8,5	-6,7	-6,5	-5,4	-1,9	-1,8	+0,6	-1,4	+0,7	+3,9
Bilanz-D	-8,2	-9,9	-5,3	-3,7	-4,6	-1,1	+1,4	+0,9	+4,8	+2,3	+4,1	+7,9
Streufall	80,5	80,5	66,4	66,4	71,7	71,7	62,8	62,8	52,4	52,4	35,2	35,2
SW_0	11,4	15,4	6,1	3,5	4,6	3,6	1,4	3,1	2,3	1,5	1,0	0,6
SW_10	3,2	2,6	1,5	1,0	2,2	1,2	1,2	1,2	1,4	1,3	3,8	1,6

Tabelle 91

Na-Bilanz der drei Versuchsflächen für den 24-jährigen Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012. Zur Erklärung der Bilanzgrößen und der berechneten Bilanzen siehe S. 292.

Na [kg ha ⁻¹ 24a ⁻¹]	0-1	0-2	1-1	1-2	3-1	3-2	6-1	6-2	7-1	7-2	8-1	8-2
Bilanz: AD												
TD	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2	+289,2
MV	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0	+50,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-332,2	-322,7	-338,0	-291,7	-365,0	-337,9	-329,9	-368,8	-312,0	-367,4	-326,8	-299,8
Bilanz-A	+7,0	+16,6	+1,2	+47,6	-25,7	+1,4	+9,4	-29,5	+27,3	-28,1	+12,4	+39,5
BM (DR)	-1,7	-1,6	-2,5	-2,2	-2,4	-2,4	-2,6	-2,6	-2,7	-3,2	-2,8	-3,2
Bilanz-B	+5,3	+15,0	-1,2	+45,4	-28,1	-1,0	+6,8	-32,1	+24,6	-31,4	+9,6	+36,3
BM (O)	-4,6	-4,5	-5,9	-5,2	-5,0	-5,2	-5,2	-5,0	-5,9	-6,6	-5,9	-7,5
Bilanz-C	+2,4	+12,1	-4,7	+42,4	-30,7	-3,8	+4,1	-34,5	+21,4	-34,8	+6,5	+32,0
BM (OU)	-6,5	-6,0	-8,6	-7,6	-7,1	-7,2	-8,3	-7,8	-9,5	-11,0	-10,0	-12,4
Bilanz-D	+0,6	+10,5	-7,4	+40,0	-32,8	-5,8	+1,1	-37,4	+17,7	-39,1	+2,4	+27,1
Streufall	19,0	19,0	19,8	19,8	19,5	19,5	20,2	20,2	22,6	22,6	18,0	18,0
SW_0	287,6	289,3	289,5	281,7	286,3	304,4	281,0	285,4	286,3	264,4	281,4	280,6
SW_10	398,8	346,4	410,4	386,2	401,8	384,9	391,4	371,1	354,6	342,1	343,9	380,5
Bilanz: IO												
TD	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8	+147,8
MV	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1	+51,1
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-211,7	-204,9	-204,7	-220,8	-216,6	-206,9	-196,5	-203,2	-209,3	-193,7	-203,3	-204,3
Bilanz-A	-12,8	-6,0	-5,8	-21,8	-17,7	-8,0	+2,4	-4,3	-10,4	+5,2	-4,4	-5,4
BM (DR)	-3,0	-3,3	-1,2	-2,1	-2,7	-3,6	-3,0	-2,8	-3,2	-3,0	-3,2	-3,0
Bilanz-B	-15,8	-9,3	-7,0	-24,0	-20,5	-11,6	-0,7	-7,1	-13,6	+2,2	-7,6	-8,4
BM (O)	-3,9	-4,6	-1,8	-2,7	-3,8	-5,0	-4,6	-3,8	-5,1	-4,5	-5,0	-4,9
Bilanz-C	-16,7	-10,6	-7,6	-24,5	-21,5	-13,0	-2,2	-8,2	-15,6	+0,7	-9,4	-10,2
BM (OU)	-5,3	-6,2	-2,6	-4,0	-4,9	-6,8	-6,5	-5,6	-7,2	-6,5	-7,1	-6,9
Bilanz-D	-18,1	-12,1	-8,4	-25,8	-22,6	-14,8	-4,2	-9,9	-17,7	-1,3	-11,5	-12,3
Streufall	8,4	8,4	9,5	9,5	9,2	9,2	9,5	9,5	10,7	10,7	9,7	9,7
SW_0	160,0	145,9	165,2	145,0	140,6	159,9	144,0	156,8	157,8	150,8	158,1	159,4
SW_10	207,5	225,0	196,6	219,1	187,0	171,0	172,4	192,4	189,0	176,2	170,9	218,3
Bilanz: HS												
TD	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7	+86,7
MV	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0	+9,0
KD	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0	+0,0
SW_60	-106,1	-106,6	-101,5	-106,2	-74,2	-84,2	-105,0	-100,9	-90,6	-111,2	-93,9	-91,4
Bilanz-A	-10,4	-10,9	-5,8	-10,5	+21,5	+11,5	-9,3	-5,2	+5,1	-15,5	+1,8	+4,3
BM (DR)	-1,1	-1,3	-1,2	-0,7	-1,4	-1,1	-0,7	-1,0	-1,3	-1,1	-1,0	-1,4
Bilanz-B	-11,4	-12,3	-7,0	-11,1	+20,1	+10,5	-10,0	-6,1	+3,8	-16,5	+0,8	+2,9
BM (O)	-1,5	-1,8	-1,6	-1,0	-1,7	-1,4	-0,9	-1,3	-1,6	-1,4	-1,3	-1,7
Bilanz-C	-11,8	-12,7	-7,4	-11,5	+19,8	+10,1	-10,3	-6,4	+3,5	-16,8	+0,5	+2,6
BM (OU)	-1,9	-2,3	-2,1	-1,4	-2,2	-1,8	-1,2	-1,6	-1,9	-1,8	-1,7	-2,1
Bilanz-D	-12,2	-13,2	-7,9	-11,9	+19,3	+9,8	-10,6	-6,8	+3,1	-17,2	+0,1	+2,2
Streufall	12,9	12,9	13,1	13,1	13,0	13,0	13,0	13,0	15,3	15,3	14,4	14,4
SW_0	77,2	73,9	70,5	72,3	70,8	79,7	84,7	76,5	74,7	72,1	73,1	81,4
SW_10	103,7	96,6	78,2	134,8	85,5	103,4	98,2	92,2	89,8	94,4	119,9	80,7

D Weiterführende Angaben zu den Versuchsflächen

Tabelle 92

Behandlung der Versuchspartellen [t/ha] im vergleichenden Kompensationsversuch. Erstbehandlung im Dezember 1988, Nachbehandlungen in der Tabelle angegeben, aus Schüler (1992).

	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer
Kontrolle	-	-	-
Var. 1 (Handausbr.)	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk
Var. 2 (Handausbr.)	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk 30.03. - 01.04.1994: 0,20 t Patentkali: (30 % K ₂ O + 10 % MgO in sulfatischer Bindung) 0,40 t Kieserit (27 % MgO in sulfatischer Bindung)	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk 30.03. - 01.04.1994: 0,20 t Patentkali (30 % K ₂ O + 10 % MgO in sulfatischer Bindung) 0,40 t Kieserit (27 % MgO in sulfatischer Bindung)	3 t Dolomit 0-0,09 mm als Granulat Muschelkalk 30.03. - 01.04.1994: 0,20 t Patentkali (30 % K ₂ O + 10 % MgO in sulfatischer Bindung) 0,40 t Kieserit (27 % MgO in sulfatischer Bindung)
Var. 3 (Handausbr.)	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 0,090 t Hyperphos	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 0,090 t Hyperphos	3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk + 0,090 t Hyperphos
Var. 4 (Handausbr.)	3 t Hüttenkalk 0-1 mm	3 t Forsthüttenkalk - 3,15 mm	3 t Forsthüttenkalk - 3,15 mm
Var. 5 (Handausbr.)	9,5 t Tonmineral-Dolomitgemisch	6,5 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit	6,5 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit
Var. 6 (Handausbr.)	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk	5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk
Var. 7 (Handausbr.)	9 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk 30.03. - 01.04.1994: 0,34 t Patentkali (30 % K ₂ O + 10 % MgO in sulfatischer Bindung) 0,66 t Kieserit (27 % MgO in sulfatischer Bindung)	9 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk 30.03. - 01.04.1994: 0,34 t Patentkali (30 % K ₂ O + 10 % MgO in sulfatischer Bindung) 0,66 t Kieserit (27 % MgO in sulfatischer Bindung)	4,5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk 30.09./01.10.1991: 4,5 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk 30.03. - 01.04.1994: 0,06 t Hyperphos 0,34 t Patentkali (30 % K ₂ O + 10 % MgO in sulfatischer Bindung) 0,66 t Kieserit (27 % MgO in sulfatischer Bindung)
Var. 8 (Handausbr.)	15 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 0,450 t Hyperphos	15 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 0,450 t Hyperphos	7,5 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 0,225 t Hyperphos 30.09./01.10.1991: 7,5 t Dolomit 0-0,09 mm Muschelkalk + 0,225 t Hyperphos
Var. 9 (Handausbr.)	07.06.1989: 5 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 0,090 t Dicalciumphosphat	08.06.1989: 5 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 0,090 t Dicalciumphosphat	08.06.1989: 5 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 0,090 t Dicalciumphosphat
Var. 10 (Helikopter- ausbr.)	19.05.1989 5 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 0,090 t Dicalciumphosphat	19.05.1989 5 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 0,090 t Dicalciumphosphat	19.05.1989 5 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (3 t Trockenmasse) + 0,090 t Dicalciumphosphat
Var. 11 (siehe Tab.)	19.05.1989: 6 t Dolomit-Suspension 0-0,09 mm tertiärer Kalk (3 t Trockenmasse) (Helikopterausbr.)	25.04.1989 Ergänzungsfläche: 3 t Dolomit 0-2 mm Muschelkalk (Helikopterausbr.)	27.11. - 02.12.1989: 9,5 t Tonmineral-Dolomitgemisch (Handausbringung) 30.03. - 01.04.1994: 10 t Tonmineral-Dolomitgemisch (Handausbringung)
Var. 12 (Handausbr.)	30./31.03.1989: 10 t silikatisches Gesteinsmehl 0-0,06 mm mit Magnesit		30.09. - 01.10.1991: 3 t Magnesit (teilgebrannt)
Var. 13 (siehe Tab.)	17.05.1991: 1,6 t Dolomit-Suspension 0-0,075 mm dev. Massenkalk (1 t Trockenmasse) (Helikopterausbr.)		30.09. - 01.10.1991: 0,6 t Forst- Kieserit, fein (Handausbringung)

Var. 14	01.04.1996 4,2 t Kunnostus Lannos 2 (Dolomit-Biotit-Apatit-Mischung)
Var. 15	01.12.2002: 5 t (Dolomit-Äquivalente) Reaktorkorn mit Magnesit (Handausbringung)
Var. 16	01.12.2002 5 t (Dolomit-Äquivalente) Enthärter Schlamm mit Magnesit und Bimsmehl

Tabelle 93

Mittlere Zusammensetzung der Minerale in % bis in 60 cm Tiefe auf den jeweiligen Versuchsanlagen.

Versuchsanlage	Adenau	Idar-Oberstein	Hochspeyer	
Probenahme	1997	1998	1999	
Oxide [%]	SiO ₂	75,27	73,98	92,47
	Al ₂ O ₃	14,86	15,81	4,25
	Fe ₂ O ₃	4,55	4,47	0,93
	MnO	0,06	0,07	0,01
	MgO	0,47	0,50	0,04
	CaO	0,36	0,25	0,01
	Na ₂ O	0,52	0,61	0,07
	K ₂ O	2,65	3,06	1,87
	TiO ₂	1,07	1,04	0,24
	P ₂ O ₅	0,19	0,21	0,11
Spurenelemente [mg kg ⁻¹]	Ba	0,06	0,06	0,04
	Cr	115,9	127,5	6,4
	ZrO ₂	0,05	0,06	0,02
	Co	15,7	12,7	11,8
	Cu	45,4	24,4	11,3
	Nb	42,1	39,2	13,9
	Ni	64,5	45,0	8,6
	Pb	58,0	43,5	19,7
	Rb	116,3	125,2	72,1
	Sr	153,3	163,2	47,6
	V	104,6	96,9	23,0
Zn	128,9	62,9	43,0	
Y	29,1	39,6	12,4	

E Kalkulation der Säurebelastung nach Ulrich (1991)

Tabelle 94

Berechnung der effektive Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach (Ulrich 1991) für die Kontrollfläche der Versuchsfläche Adenau. Angaben in [keq ha⁻¹].

Jahr	a	b	c	$\Sigma abc =$ effektive Säure- belastung	Differenz	$\Sigma def =$ Säure/Basen- Reaktionen	d	e	f
1989	2,2	0,0	0,4	2,6	-0,1	2,7	0,5	0,0	2,1
1990	1,6	1,0	0,1	2,7	0,5	2,2	0,0	0,0	2,2
1991	1,5	0,4	0,0	1,9	-0,1	2,1	0,0	0,0	2,0
1992	1,9	0,3	0,3	2,4	0,1	2,3	0,1	-0,2	2,4
1993	1,9	1,7	0,0	3,7	0,1	3,6	0,3	0,3	3,0
1994	1,4	1,3	0,1	2,8	-0,1	2,9	0,5	0,1	2,3
1995	0,6	2,8	0,0	3,4	0,3	3,1	0,0	0,7	2,4
1996	2,0	0,2	0,2	2,4	0,0	2,4	1,1	0,0	1,3
1997	1,6	0,2	0,5	2,3	-0,1	2,4	1,1	0,0	1,2
1998	1,9	1,1	0,2	3,2	0,0	3,2	0,2	0,3	2,7
1999	1,4	2,0	0,0	3,4	0,0	3,4	0,3	0,2	2,9
2000	1,5	1,3	0,1	3,0	0,1	2,9	0,4	0,0	2,4
2001	1,4	1,7	0,1	3,1	0,1	3,0	0,7	0,1	2,2
2002	1,3	1,5	0,2	3,0	-0,1	3,0	0,7	0,1	2,2
2003	0,9	0,8	0,0	1,8	-0,2	1,9	0,2	0,1	1,6
2004	1,2	0,9	0,4	2,5	0,0	2,5	0,0	0,1	2,4
2005	1,4	0,8	0,1	2,3	-0,1	2,4	0,0	0,0	2,3
2006	2,5	0,3	0,3	3,1	1,0	2,1	0,3	0,2	1,6
2007	1,4	2,4	0,1	4,0	0,8	3,2	0,0	0,5	2,7
2008	1,9	0,7	0,1	2,7	0,2	2,5	0,0	0,5	2,1
2009	1,3	0,8	0,1	2,2	0,0	2,2	0,2	0,3	1,7
2010	0,9	1,4	0,0	2,3	-0,2	2,5	0,0	0,5	2,0
2011	1,3	1,7	0,3	3,4	0,4	3,0	0,0	0,7	2,3
2012	1,3	0,8	0,1	2,2	-0,2	2,4	0,5	0,3	1,6
Summe	36,3	26,3	3,6	66,3	2,3	64,0	7,2	5,0	51,7
Mittelwert	1,5	1,1	0,2	2,8	0,1	2,7	0,3	0,2	2,2
Anteil	55%	40%	5%		104%		11%	8%	81%

Tabelle 95

Berechnung der effektive Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach (Ulrich 1991) für die Kontrollfläche der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Angaben in [keq ha⁻¹].

Jahr	a	b	c	$\Sigma abc =$ effektive Säure- belastung	Differenz	$\Sigma def =$ Säure/Basen- Reaktionen	d	e	f
1989	2,0	0,3	0,5	2,7	0,2	2,5	0,7	0,0	1,8
1990	1,6	1,0	0,4	3,0	-0,3	3,3	0,9	0,1	2,3
1991	1,5	0,5	0,2	2,2	-0,1	2,4	0,7	0,1	1,6
1992	1,6	1,1	0,3	3,1	0,0	3,1	0,6	0,0	2,4
1993	1,8	2,0	0,0	3,8	0,1	3,7	0,6	0,5	2,6
1994	1,5	2,1	0,1	3,7	-0,2	4,0	1,0	0,5	2,5
1995	1,5	3,5	0,0	5,0	-0,1	5,1	1,0	0,8	3,4
1996	1,5	0,3	0,3	2,2	0,0	2,1	0,8	0,1	1,2
1997	1,5	1,1	0,2	2,8	-0,2	3,0	0,8	0,3	1,9
1998	1,1	2,3	0,1	3,5	-0,1	3,6	0,5	0,4	2,6
1999	1,1	1,7	0,2	3,0	-0,3	3,2	0,8	0,3	2,0
2000	0,9	3,0	0,1	4,0	0,0	4,0	0,8	0,6	2,7
2001	1,0	1,9	0,2	3,1	0,2	3,0	0,8	0,3	1,8
2002	1,2	1,7	0,2	3,1	0,0	3,1	0,9	0,2	2,0
2003	1,4	0,6	0,6	2,6	0,9	1,7	0,7	0,0	1,0
2004	1,0	0,8	0,2	2,1	0,1	2,0	0,5	0,2	1,4
2005	1,3	0,3	0,2	1,8	-0,4	2,2	1,1	0,1	1,0
2006	0,9	1,5	0,1	2,5	-0,6	3,0	1,1	0,3	1,7
2007	0,5	1,4	0,0	2,0	-0,8	2,8	0,8	0,4	1,6
2008	0,5	1,0	0,2	1,7	-0,7	2,4	0,8	0,3	1,4
2009	0,5	0,9	0,1	1,6	-0,7	2,3	0,9	0,3	1,2
2010	0,7	0,8	0,2	1,7	-0,3	2,0	0,7	0,2	1,1
2011	0,6	1,2	0,1	1,9	0,3	1,6	0,3	0,3	1,0
2012	0,5	1,1	0,1	1,7	-0,5	2,2	1,0	0,2	0,9
Summe	27,8	32,1	4,7	64,6	-3,8	68,4	18,8	6,5	43,1
Mittelwert	1,2	1,3	0,2	2,7	-0,2	2,8	0,8	0,3	1,8
Anteil	43%	50%	7%		94%		27%	10%	63%

Tabelle 96

Berechnung der effektive Säurebelastung und der Säure/Basen-Reaktionen nach (Ulrich 1991) für die Kontrollfläche der Versuchsfläche Hochspeyer. Angaben in [keq ha⁻¹].

Jahr	a	b	c	$\Sigma abc =$ effektive Säure- belastung	Differenz	$\Sigma def =$ Säure/Basen- Reaktionen	d	e	f
1989	1,1	0,0	0,2	1,2	-0,2	1,4	0,7	0,0	0,6
1990	0,8	0,1	0,3	1,2	-0,2	1,4	0,6	0,1	0,7
1991	0,8	0,3	0,2	1,3	0,1	1,2	0,7	0,0	0,5
1992	0,9	0,5	0,1	1,4	-0,1	1,5	0,5	0,1	0,8
1993	0,8	0,7	0,0	1,5	0,0	1,6	0,6	0,2	0,8
1994	0,6	1,3	0,0	2,0	0,1	1,9	0,7	0,2	1,0
1995	0,8	1,7	0,1	2,5	0,1	2,5	0,7	0,3	1,5
1996	0,8	1,1	0,0	2,0	0,3	1,7	0,5	0,3	0,9
1997	0,5	1,3	0,1	1,8	0,0	1,8	0,5	0,2	1,1
1998	0,5	2,2	0,0	2,7	0,1	2,6	0,6	0,2	1,8
1999	0,6	1,1	0,0	1,8	-0,1	1,9	0,6	0,1	1,2
2000	0,4	1,4	0,1	2,0	-0,1	2,1	0,6	0,1	1,3
2001	0,2	1,6	0,0	1,8	-1,4	3,2	0,8	0,2	2,2
2002	0,4	2,4	0,0	2,8	-0,3	3,1	0,7	0,4	2,0
2003	0,4	0,9	0,0	1,3	-0,5	1,8	0,7	0,1	1,0
2004	0,4	0,6	0,1	1,1	-0,2	1,3	0,5	0,1	0,8
2005	0,9	1,4	0,0	2,3	-0,6	2,8	0,8	0,2	1,8
2006	0,6	1,5	0,1	2,1	0,1	2,0	0,6	0,1	1,2
2007	0,4	1,3	0,1	1,8	-0,3	2,1	0,7	0,2	1,2
2008	0,3	1,5	0,0	1,8	0,1	1,8	0,3	0,2	1,2
2009	0,4	1,3	0,1	1,8	-0,1	1,9	0,5	0,2	1,2
2010	0,4	1,3	0,1	1,8	0,0	1,8	0,5	0,2	1,1
2011	0,4	1,0	0,1	1,5	0,2	1,3	0,3	0,1	0,9
2012	0,4	0,6	0,1	1,1	-0,1	1,2	0,6	0,1	0,6
Summe	13,7	27,2	1,7	42,6	-3,1	45,7	14,3	3,9	27,5
Mittelwert	0,6	1,1	0,1	1,8	-0,1	1,9	0,6	0,2	1,1
Anteil	32%	64%	4%		93%		31%	8%	60%

F Kationen-Verhältnisse im Sickerwasser

Abbildung 128

Kationenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Adenau. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

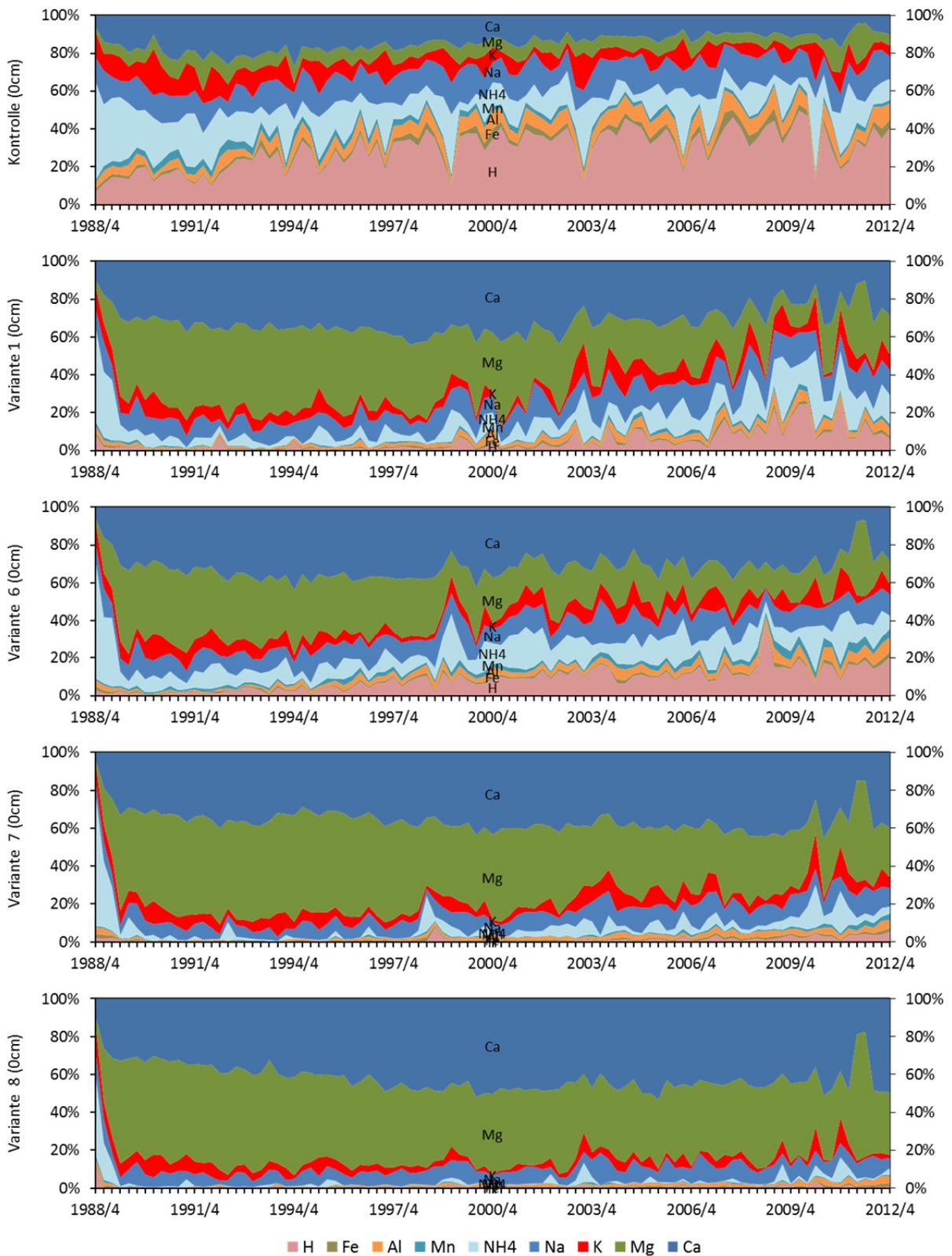


Abbildung 129

Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

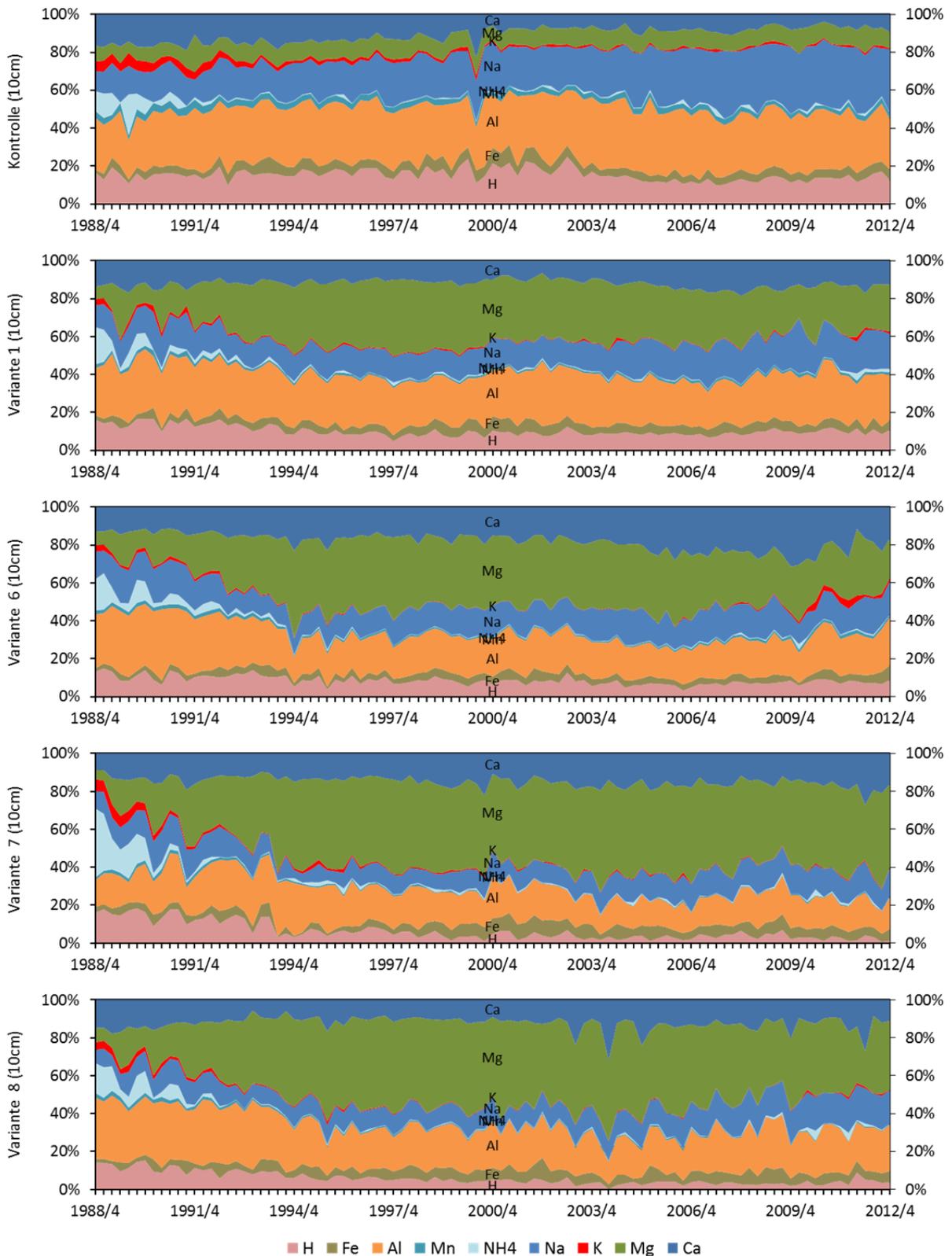


Abbildung 130

Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

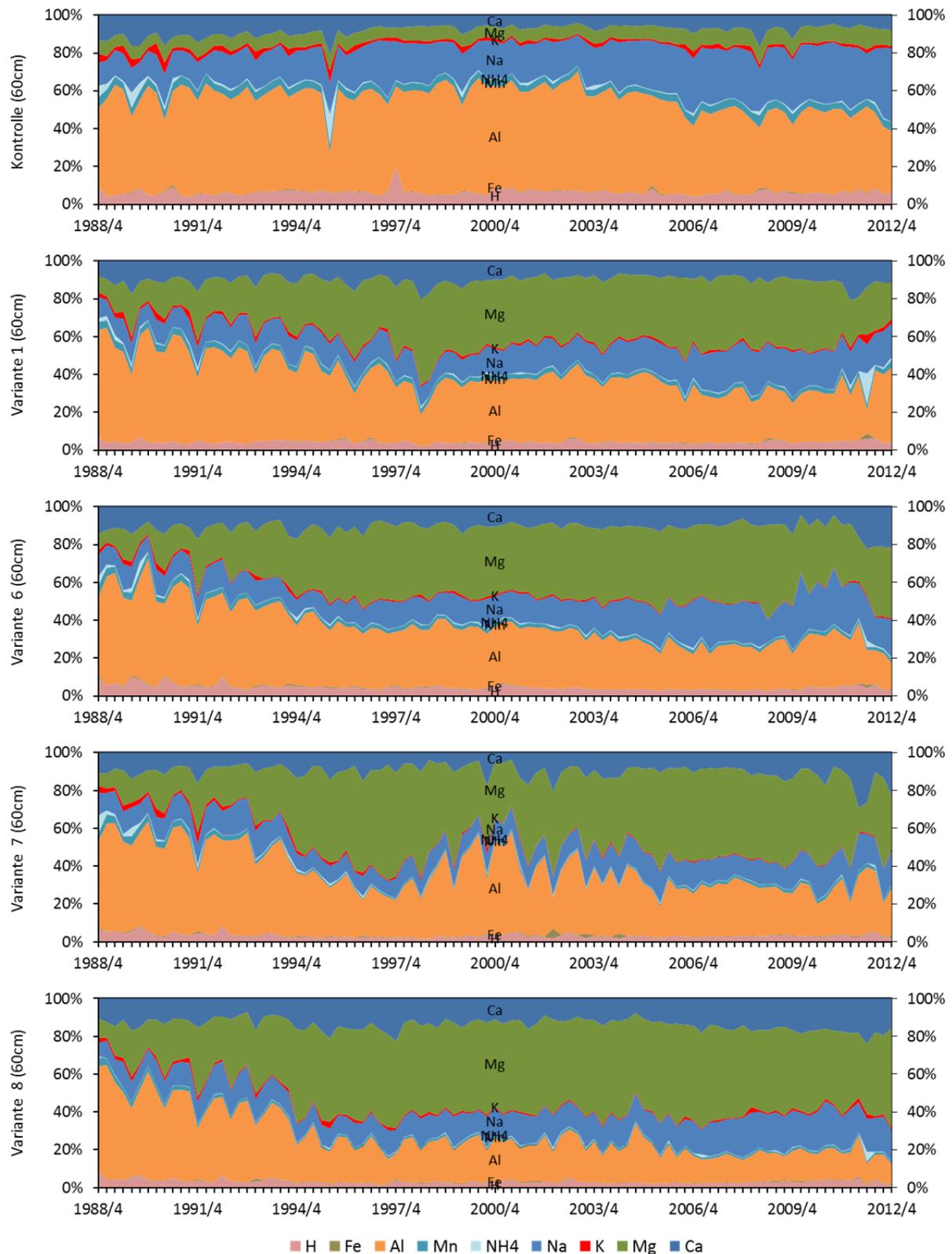


Abbildung 131

Kationenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

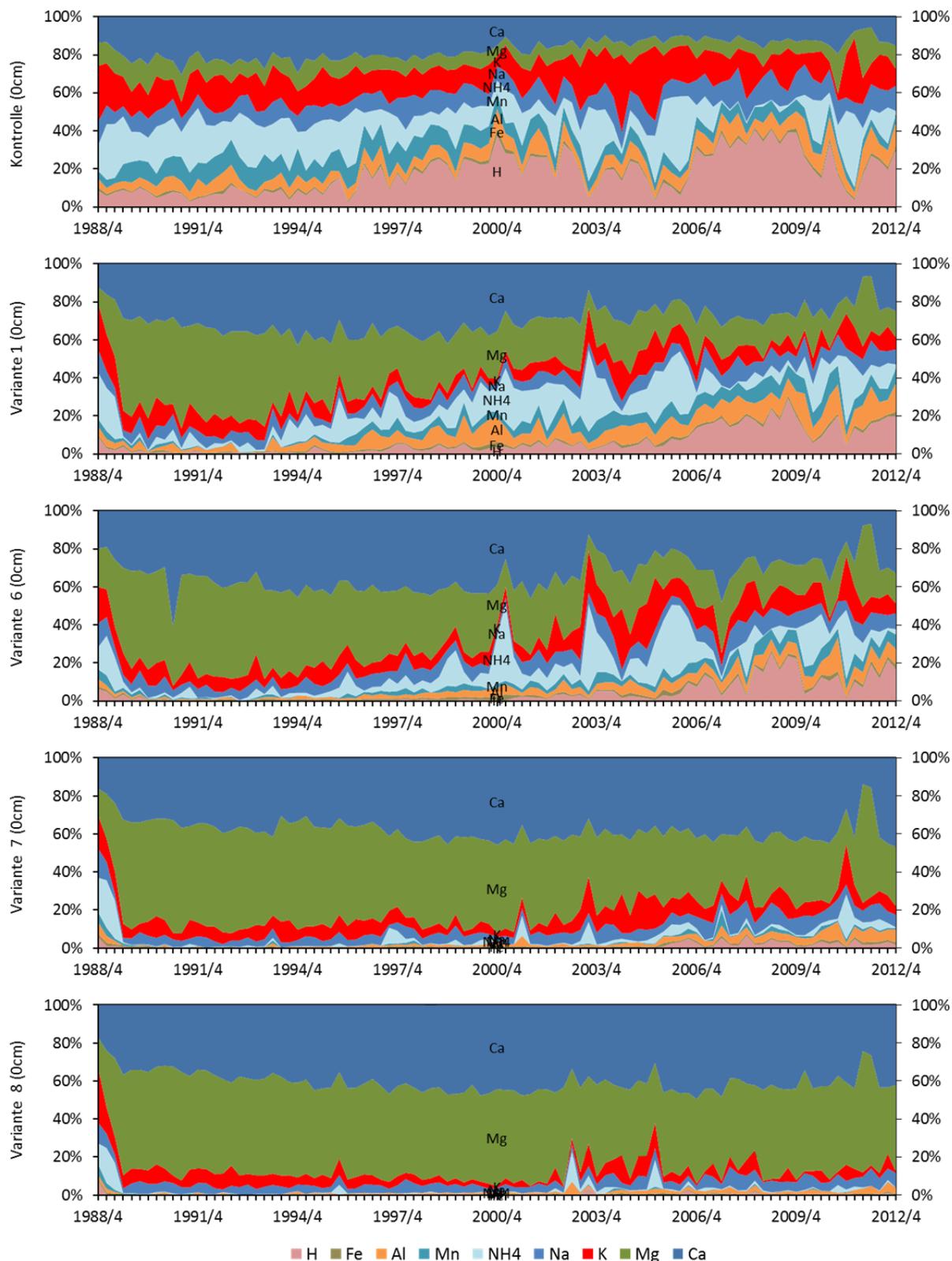


Abbildung 132

Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

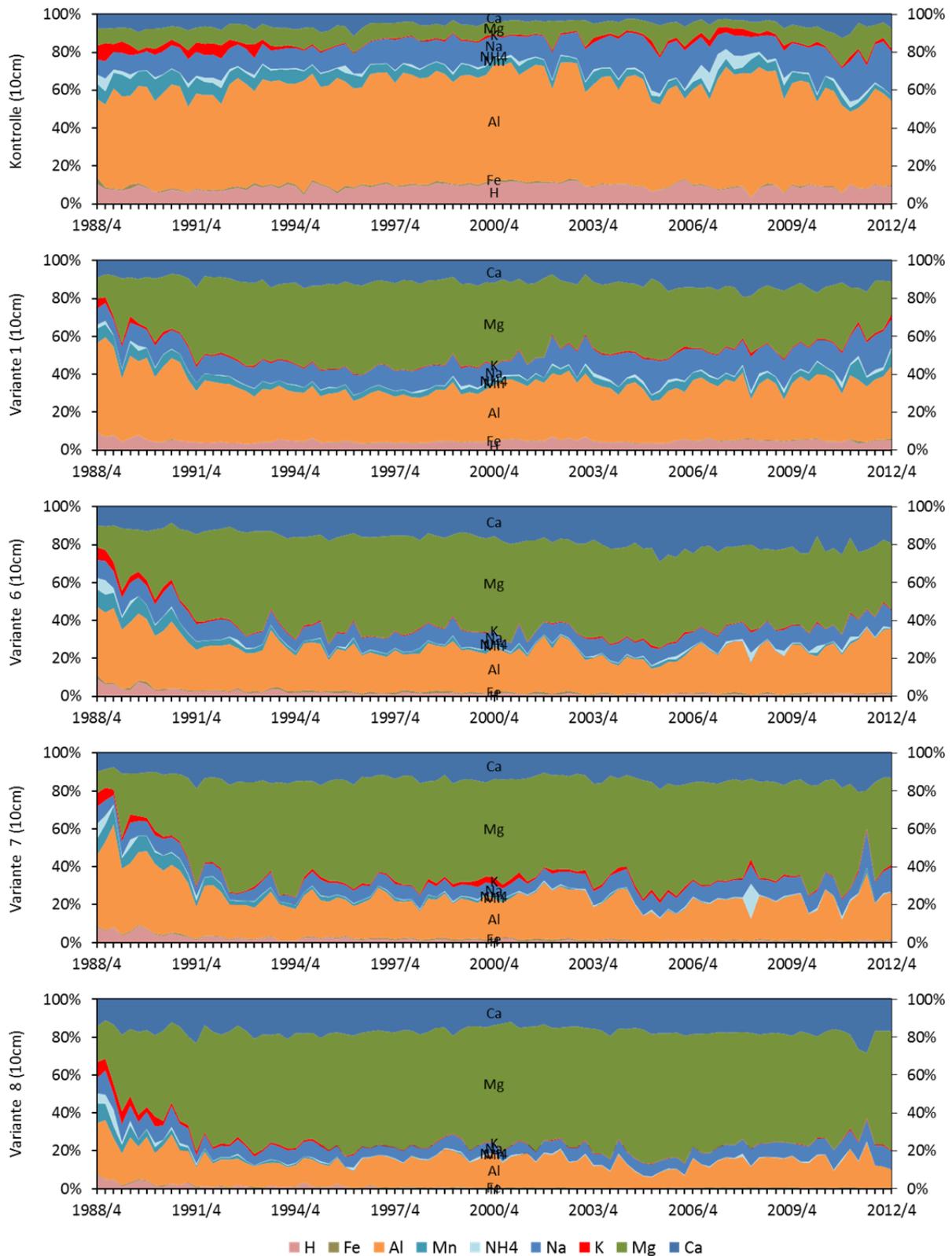


Abbildung 133

Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

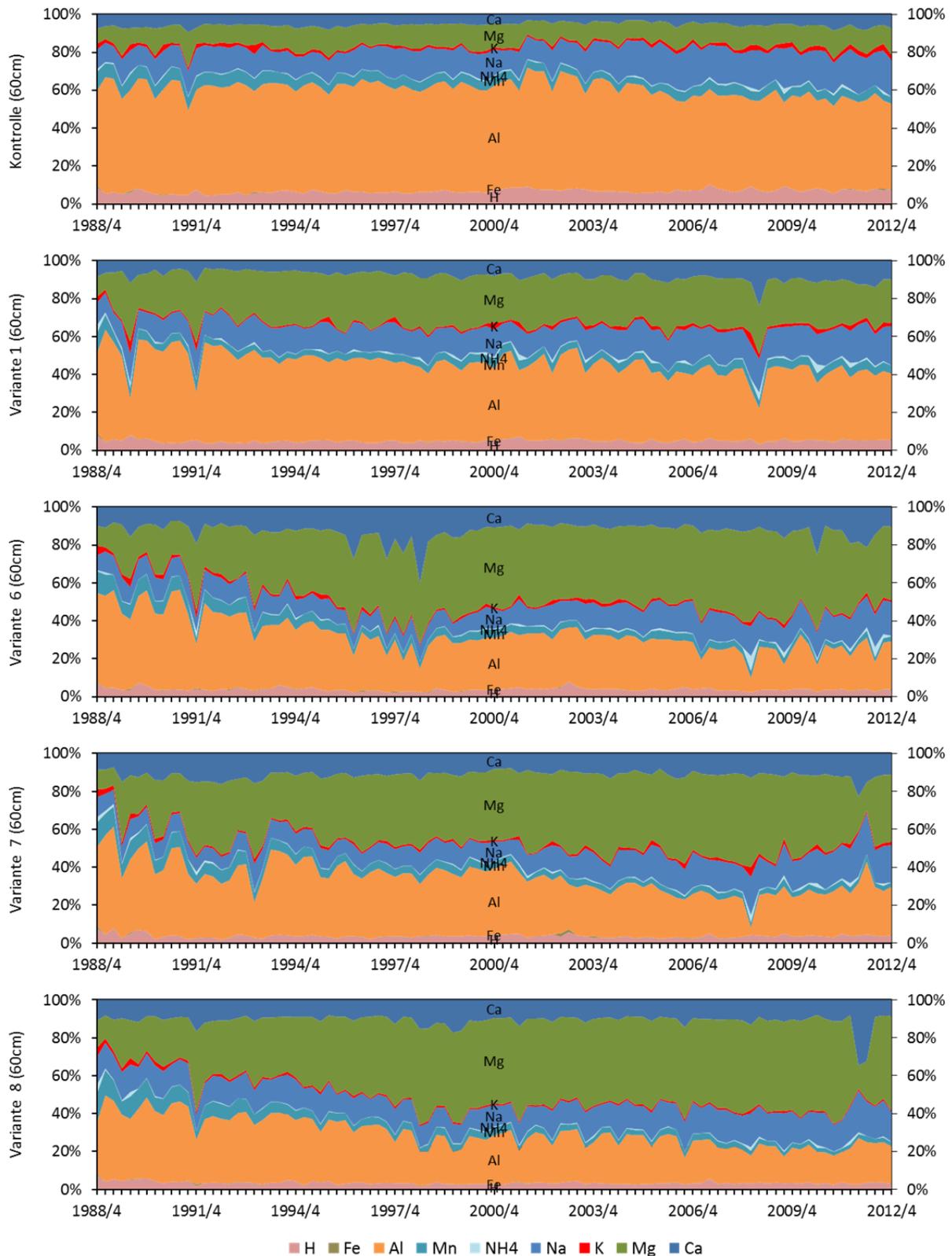


Abbildung 134

Kationenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Hochspeyer. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

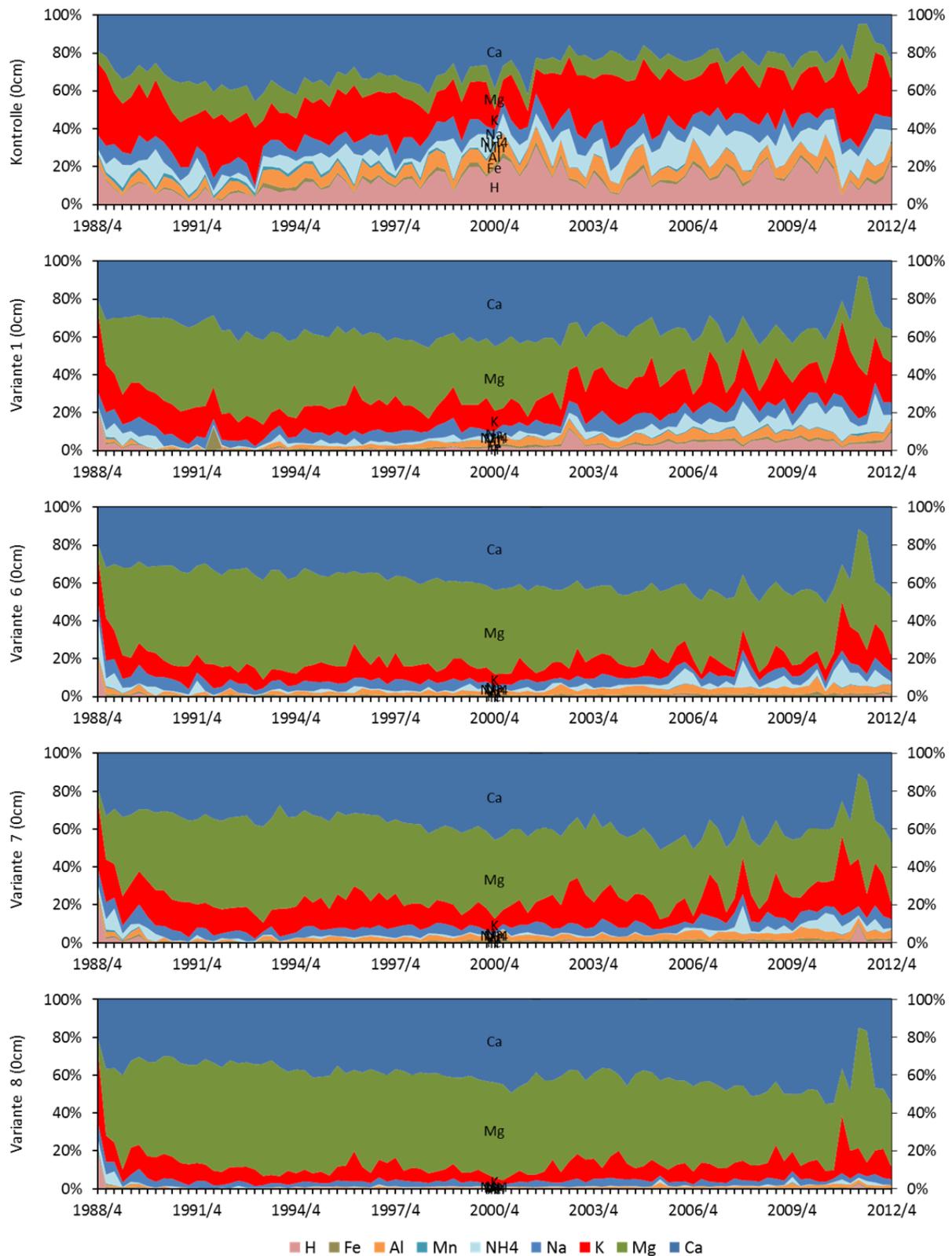


Abbildung 135

Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

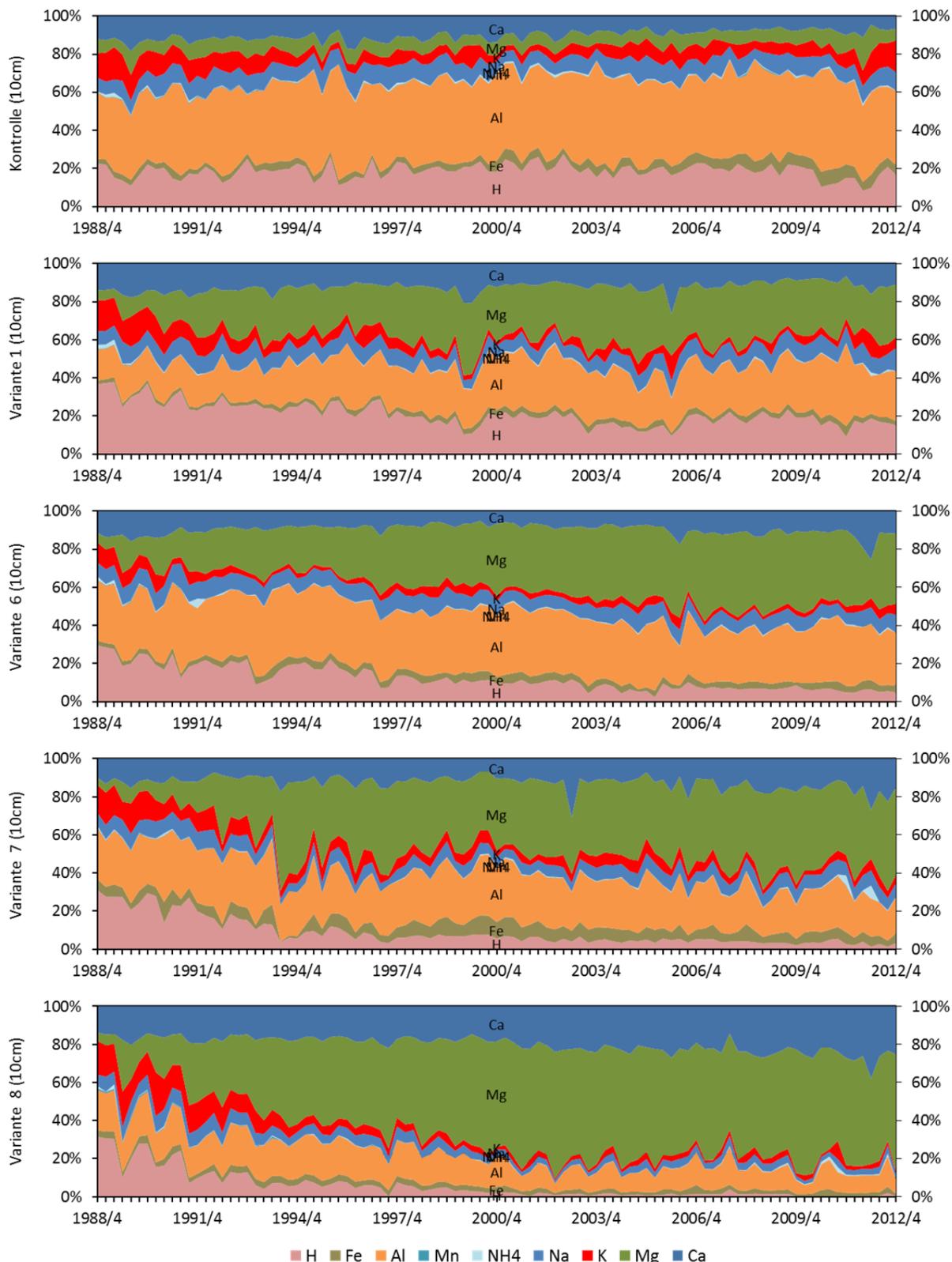
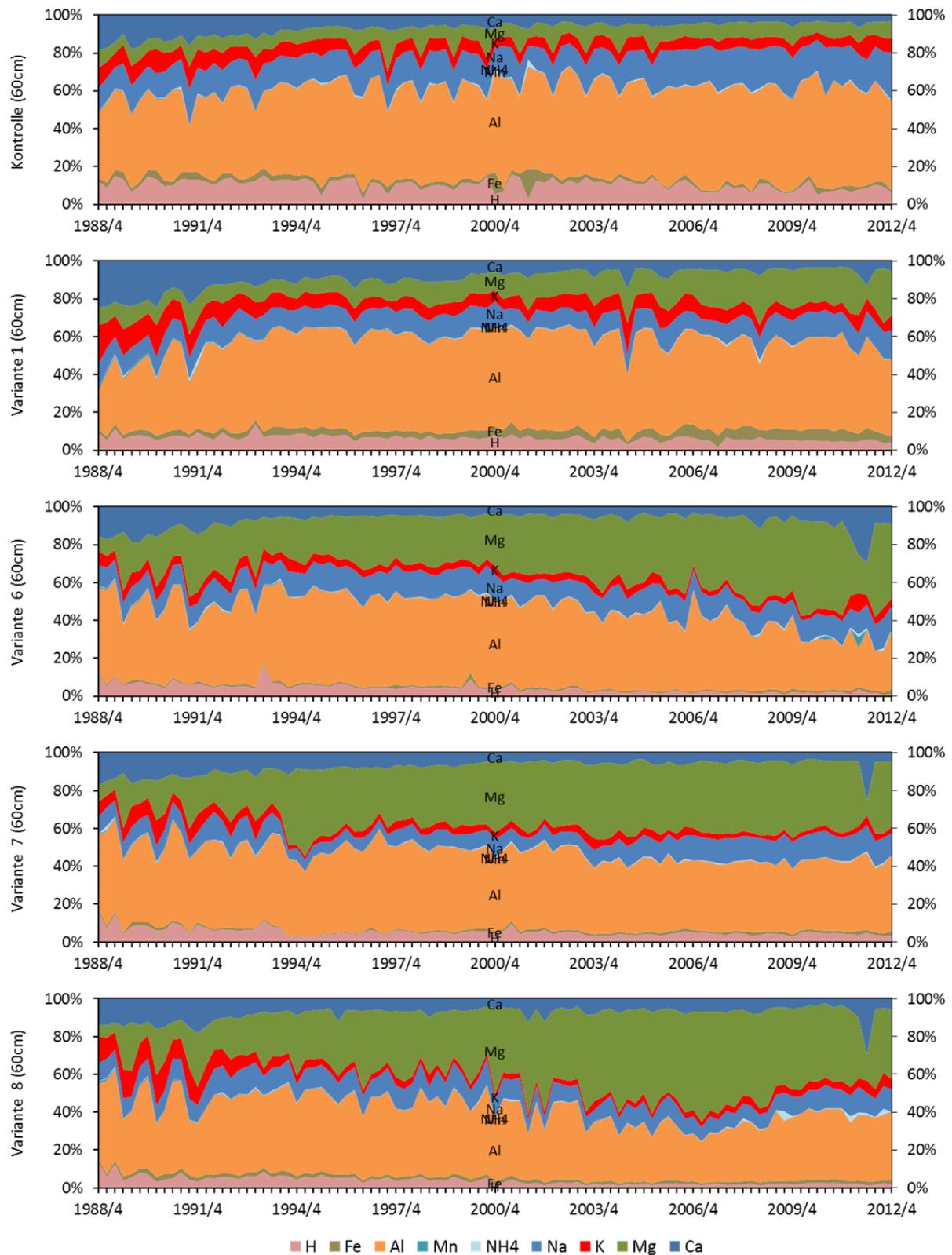


Abbildung 136

Kationenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.



G Anionen-Verhältnisse im Sickerwasser

Abbildung 137

Anionenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Adenau. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

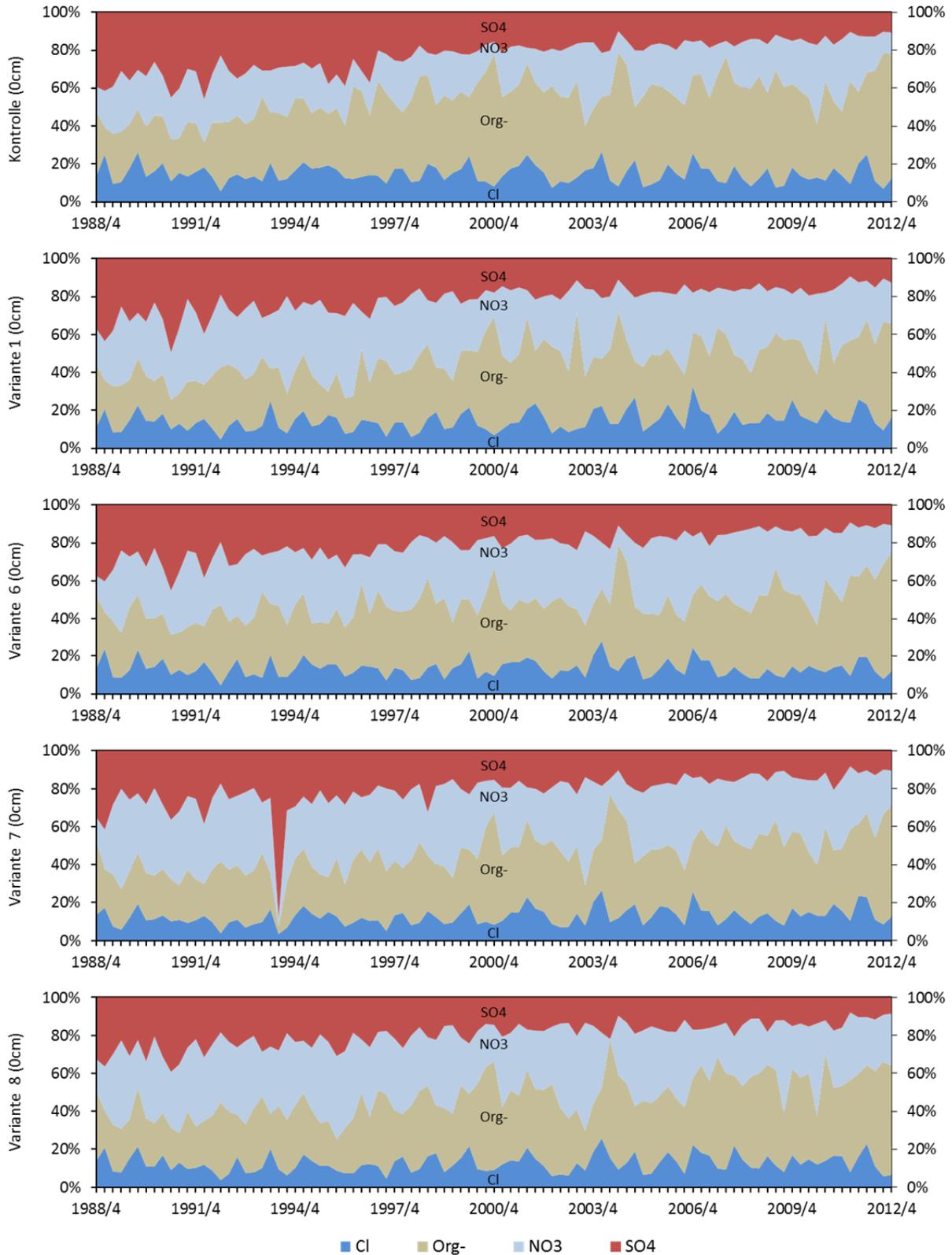


Abbildung 138

Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

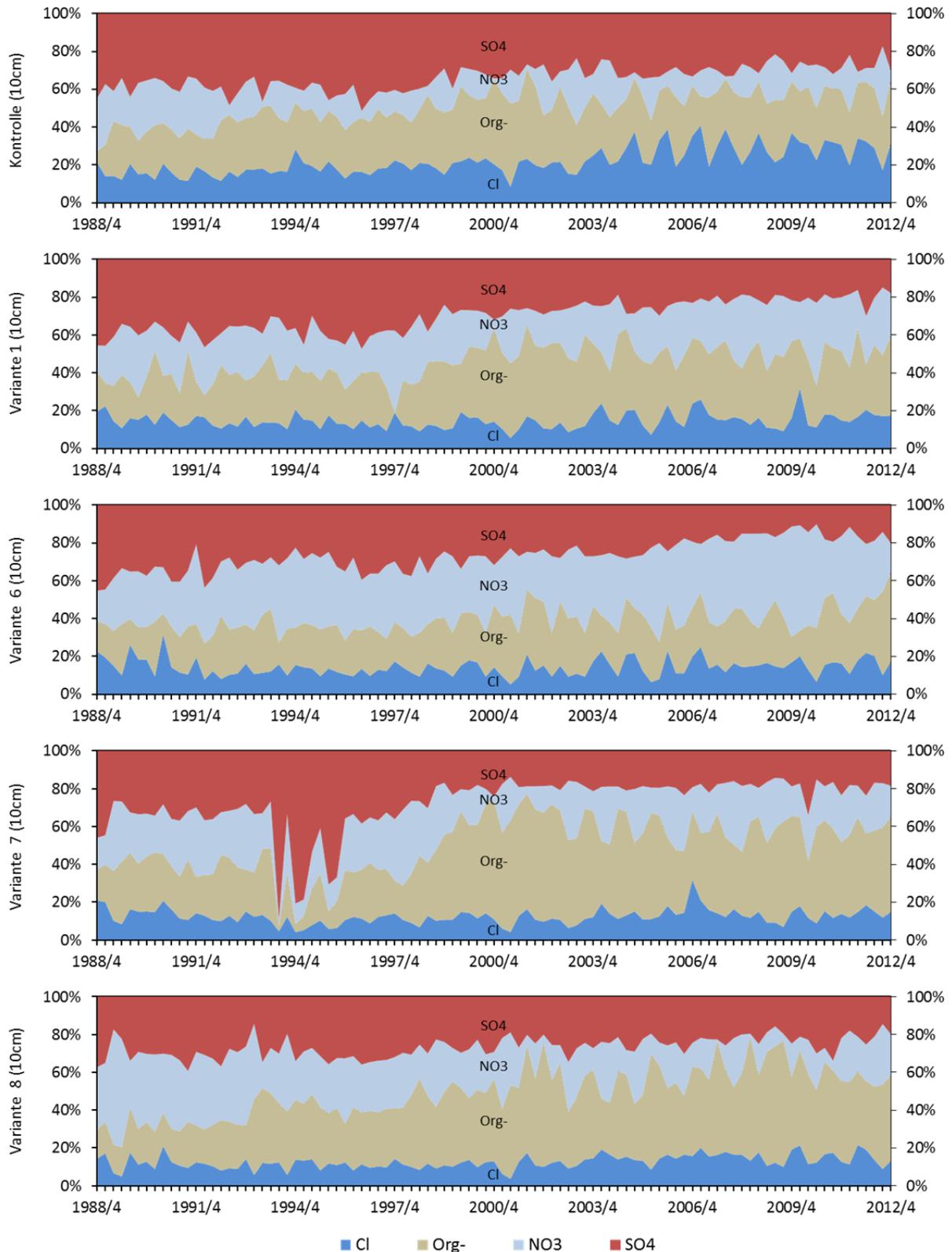


Abbildung 139

Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Adenau. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

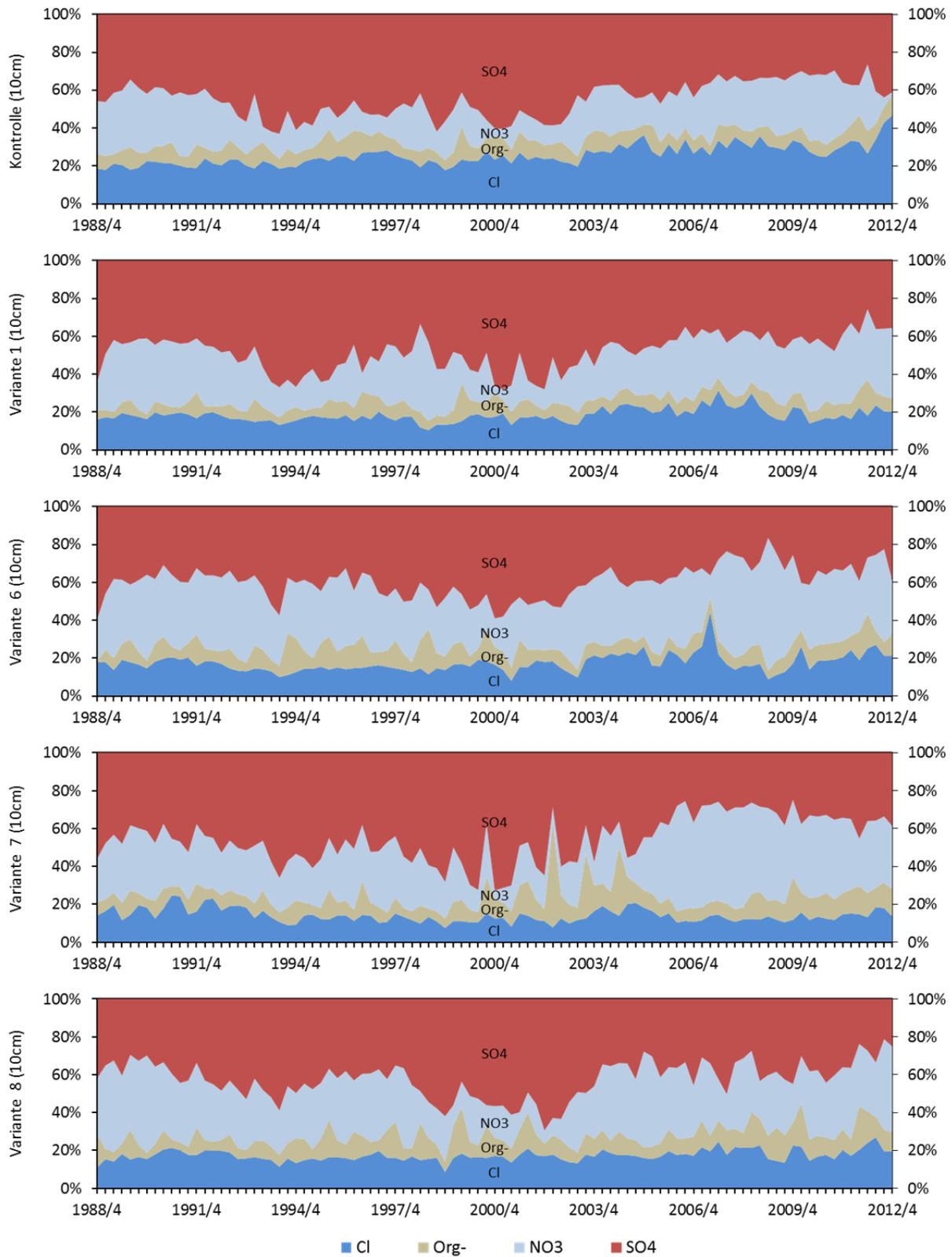


Abbildung 140

Anionenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

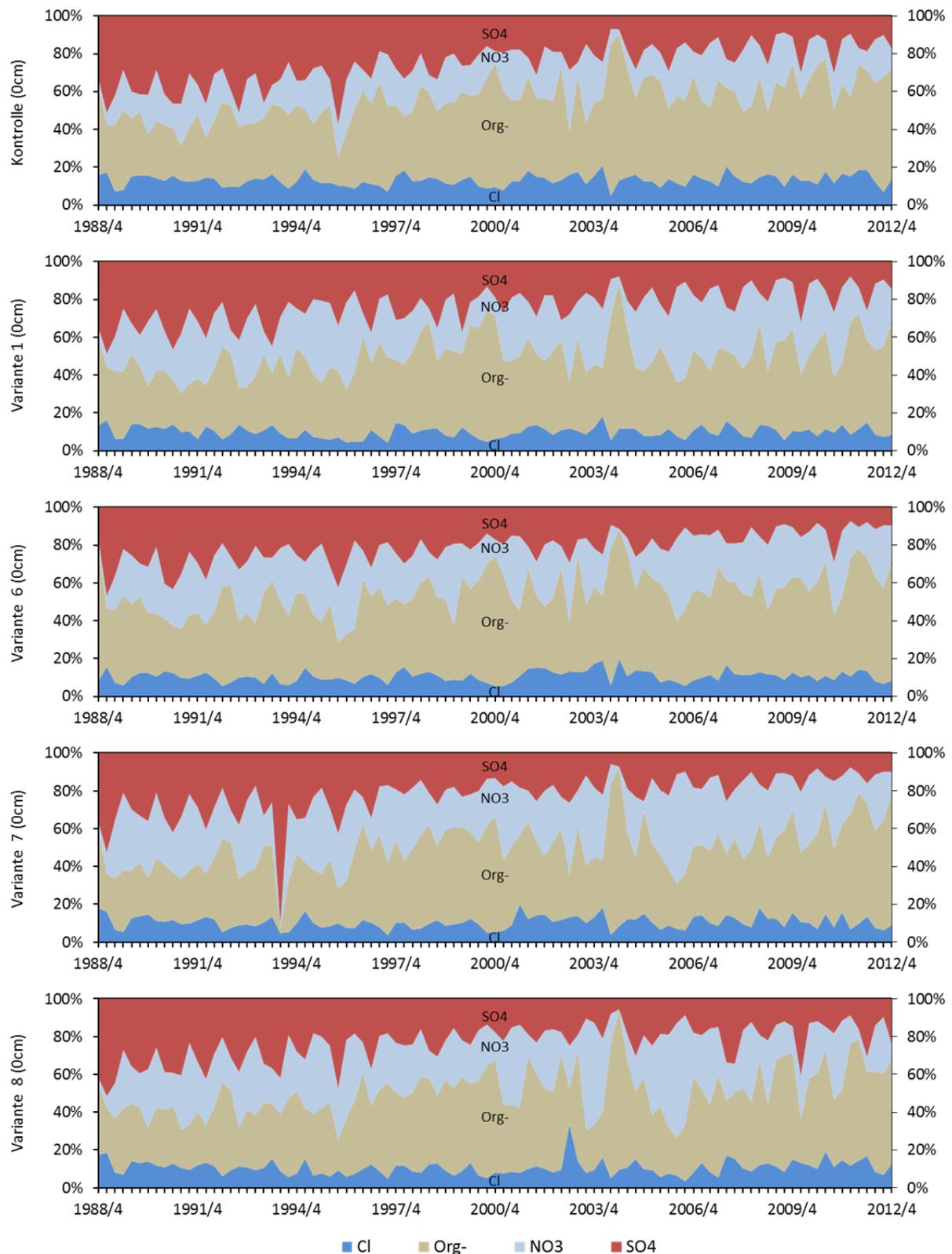


Abbildung 141

Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

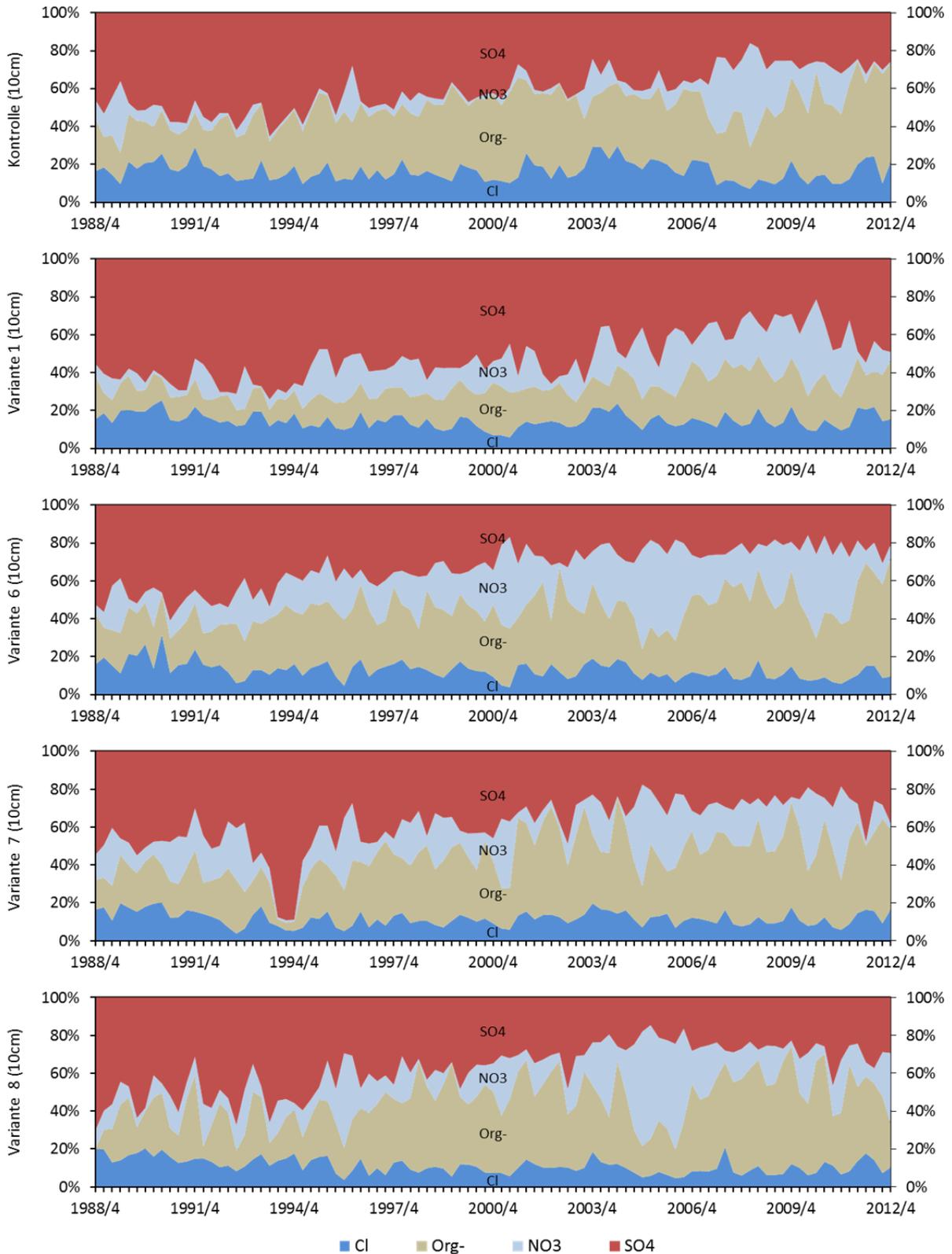


Abbildung 142

Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Idar-Oberstein. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

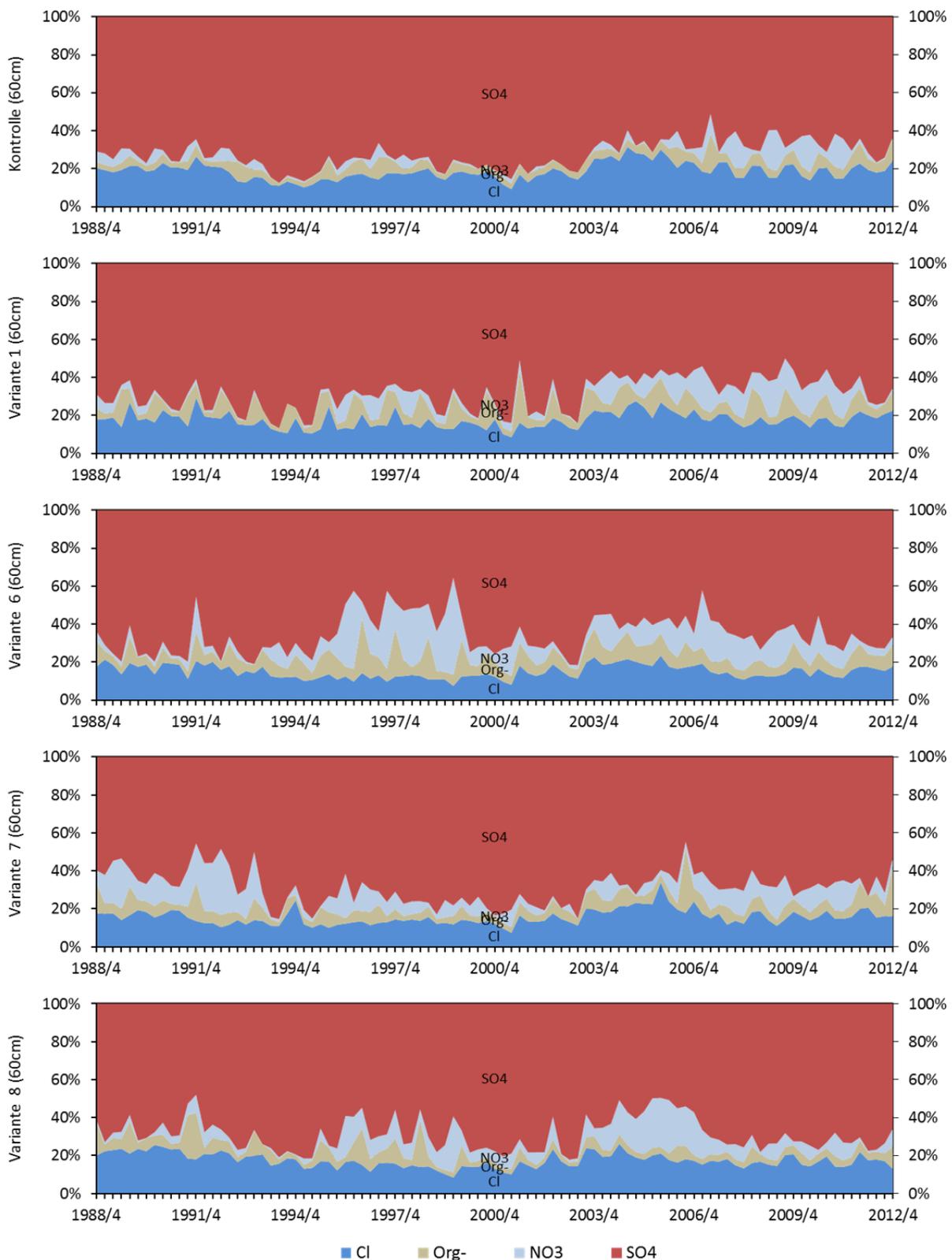


Abbildung 143

Anionenverhältnisse im Wasser der Streulysimeter der Versuchsfläche Hochspeyer. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

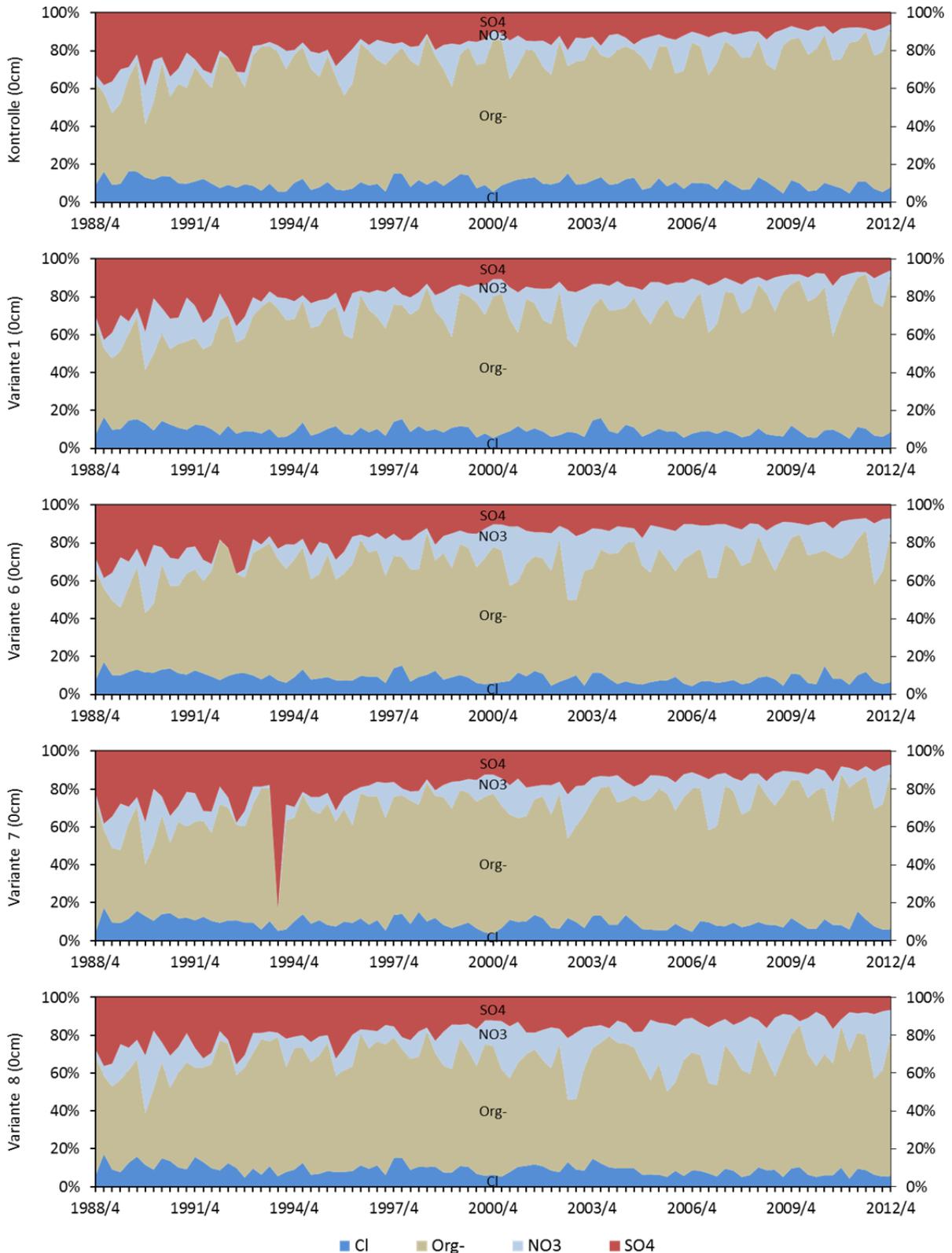


Abbildung 144

Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 10 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.

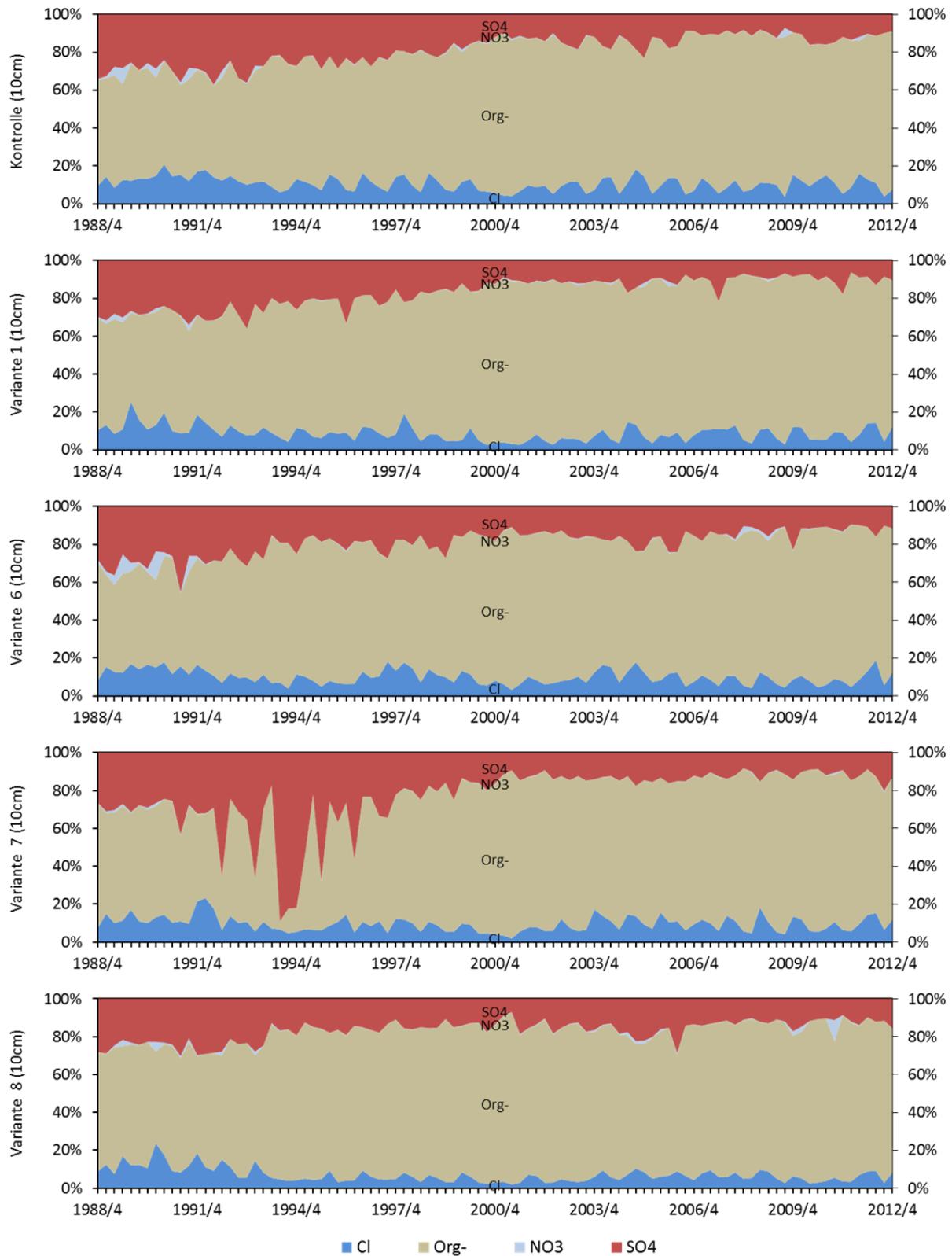
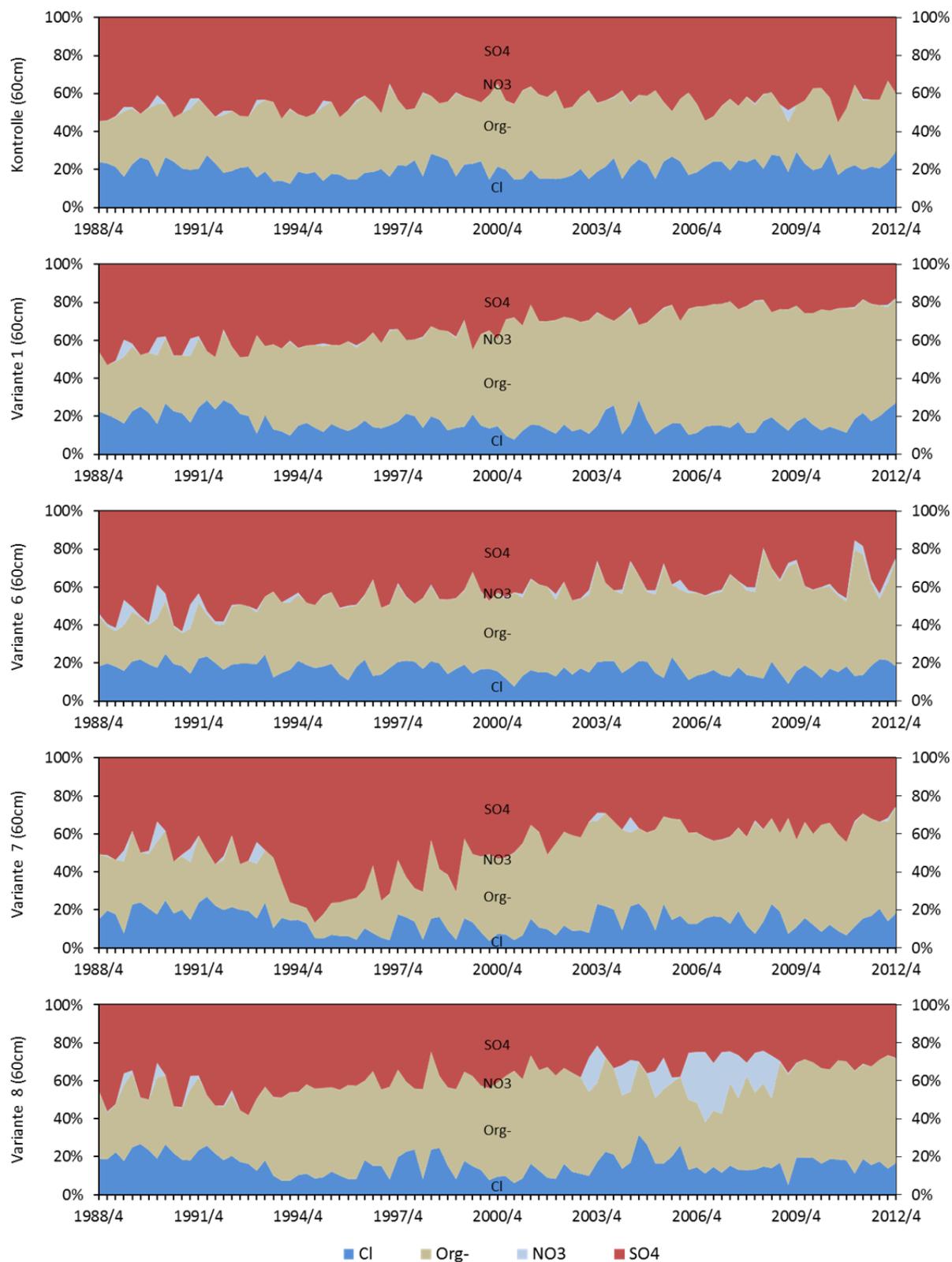


Abbildung 145

Anionenverhältnisse im Sickerwasser aus 60 cm Tiefe der Versuchsfläche Hochspeyer. Für diese Darstellung wurden die beiden Parzellen einer Variante pro Quartal zusammengefasst.



Curriculum Vitae

Martin Greve

Bogenstraße 33
67705 Trippstadt

Geburtsdatum 02.08.1982

Geburtsort Speyer

Studium

- seit 01/2011 Promotion an der Universität Trier
Thema: Langfristige Auswirkungen der Waldkalkung auf den Stoffhaushalt
- 10/2003 – 03/2010 Diplomstudiengang „Angewandte Biogeographie“ an der Universität Trier mit der Qualifikation Diplom-Biogeograph
Hauptfächer: Biogeographie, Geobotanik
Nebenfächer: Bodenkunde, Hydrologie
Diplomarbeit: Vergleich von Methoden zur Erhebung des Blattflächenindex in Wäldern
- 08/1993 – 03/2002 Otto-Hahn-Gymnasium in Landau (Pfalz)
- 08/1989 – 07/1993 Hainbachschule Hochstadt (Grundschule)

Tätigkeiten als wissenschaftlicher Mitarbeiter

- seit 10/2014 Universität Trier, Abteilung Geobotanik
- 07/2011 – 12/2013 Universität Trier, Abteilung Bodenkunde

Tätigkeiten als freier Mitarbeiter

- seit 08/2009 Freiberufliche Tätigkeit als Wissenschaftler mit dem Schwerpunkt auf LAI- und Lichtmessungen, Vegetationsaufnahmen, GIS

**Versuchsflächen:**

Versuchsanlage	Adenau (AD)	Idar-Oberstein (IO)	Hochspeyer (HS)
Wuchsbezirk	Östliche Hocheifel	Hoch- und Idarwald	Nördlicher Pfälzer Wald
Mittlere Jahrestemperatur	7,6 °C	8,3 °C	8,7 °C
Jahresniederschlag	850 mm	1065 mm	770 mm
Geologische Ausgangssituation	Pleistozäner Decklehm über Hangschutt der Brohltalschiefer (Quarzit, devonische Tonschiefer, Siegenstufe)	Pleistozäner Decklehm über Solifluktuionsdecke aus quarzitischer Verwitterung mit hohem Anteil an Quarzitschutt (Taunusquarzit)	Sandes des Mittleren Buntsandsteins (Rehbergsschichten)
Bodentyp	tief gründige, frische Braunerde	tief gründige, frische Pseudogley-Braunerde	tief gründige mäßig frische podsolige Braunerde
Auflagehumus der Kontrolle	Feinhumusarmer Moder	Feinhumusarmer Rohhumusartiger Moder	Feinhumusreicher Rohhumus
Bodenart	Schwach toniger bis schluffiger Schluff	Schwach toniger Lehm	Mittel bis stark lehmiger Sand
Baumart	<i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i> , Pflanzung von <i>Fagus sylvatica</i> in 2006	<i>Pinus sylvestris</i> mit <i>Fagus sylvatica</i> aus Naturverjüngung unterschiedlichen Alters
Alter (2011)	76	92	85/91 (Kiefer)

Behandlungsvarianten:

Variante	Dolomitgabe [t ha ⁻¹]	Magnesium [kg ha ⁻¹]	Calcium [kg ha ⁻¹]	Zusätzliche Düngung
0 (Kontrolle)	-	-	-	-
1	3	349	603	-
3	3	355	699	37 kg P ha ⁻¹ , 6 kg K ha ⁻¹
6	5	582	1005	-
7	9	1176	1809	203 kg S ha ⁻¹ , 85 kg K ha ⁻¹
8	15	1441	3804	145 kg P ha ⁻¹ , 25 kg K ha ⁻¹



Abkürzungen:

AC _{potnet}	Potentielle Netto-Säurebelastung
AD	Versuchsfläche Adenau des Kompensationsversuchs
BC/Al	Molare Verhältnis von Magnesium, Calcium und Kalium zu Aluminum im Sickerwasser
BHD	Brusthöhendurchmesser in 1,3 m Höhe
c+0	Nadeln des ersten und somit aktuellen Nadeljahrgangs
c+2	Nadeln des dritten und somit zwei Jahre vor Probenahme ausgebildeten Nadeljahrgangs
CND	Compositional Nutrient Diagnosis
CNDr ²	Kennwert der CND für die Ausgewogenheit der Ernährung
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff
DRIS	Diagnosis and Recommendation Integrated System
E	Maß für die Zuwachsverteilung auf die Individuen unterschiedlicher Größe eines Bestandes
FAWF	Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft
HA	Versuchsfläche Hatzfeld des Kompensationsversuchs
HS	Versuchsfläche Hochspeyer des Kompensationsversuchs
I _x	I-Wert der CND für das Element X, welcher die Abweichung zum Referenzbestand zeigt
IO	Versuchsfläche Idar-Oberstein des Kompensationsversuchs
KAK _(eff)	(effektive) Kationenaustauschkapazität
KD	Eintrag durch Kalkung und Düngung
M _a	Säurebildende Kationen (Al, Fe, Mn)
M _b	Base-Kationen (Ca, K, Mg, Na)
MV	Mineralverwitterung
Org ⁻	Organische Anionen, die negative Ladung des DOC im Sickerwasser
SNK	Säureneutralisationskapazität
SW _(x)	Sickerwasser (der Tiefe X cm)
TD	Gesamtdeposition (total deposition) = OFD + ID
TRD	Trockenrohdichte
WEE	Waldernährungserhebung

Das Signifikanzniveau ist in Abbildungen und Tabellen wenn $p < 0,05$ mit *, wenn $p < 0,01$ mit ** gekennzeichnet. In Abbildungen und Tabellen sind signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen den Varianten durch unterschiedliche Buchstaben dargestellt. Varianten, welche sich keinen gleichen Buchstaben teilen, weisen signifikante Unterschiede auf. Varianten die sich mindesten einen Buchstaben teilen, weisen hingegen keine signifikante Unterschiede auf.

Kurzfassung

Einleitung und Zielsetzung

Seit dem späten 19. Jahrhundert ist in Mitteleuropa und Nordamerika von einer Zunahme des anthropogen bedingten Säureeintrags auszugehen. Erste Messdaten der Deposition, die seit den 1930er Jahren für Mitteleuropa und Nordamerika vorliegen, und durchgehende Messreihen mit Beginn in den 1960er Jahren zeigen bereits hohe Säurebelastungen, welche die auf natürliche Emissionen zurückführbaren Belastungen deutlich überschreiten. Seit den 1980er Jahren ist ein Rückgang des Säureeintrags, vor allem durch greifende Luftreinhaltemaßnahmen hinsichtlich Schwefeldioxid, zu verzeichnen. Allerdings liegt die Emission von ebenfalls versauernd wirkenden Stickstoffverbindungen weiterhin auf einem hohen Niveau.

Von dem Eintrag versauernd wirkender Verbindungen waren und sind Waldgebiete aufgrund ihrer hohen Kronenraum-Oberfläche und ihrer häufig exponierten Lage besonders betroffen. Dies führt, zusammen mit der über Jahrhunderte stattgefundenen Übernutzung, zu einer großflächigen Versauerung der Böden und der damit zusammenhängenden Mobilisierung von Aluminium und Schwermetallen, dem Verlust von Base Kationen, Al Toxizität im Wurzelraum und Störungen in der Nährstoffversorgung der Bestände. Dabei sind die Pufferkapazität und die Sensibilität gegenüber der Säurebelastung vor allem von der chemischen Zusammensetzung des geologischen Ausgangssubstrates abhängig. Da bessere Standorte in Deutschland zumeist landwirtschaftlich genutzt werden, stockt Wald häufig auf ärmeren Böden mit geringer Pufferkapazität. Für Rheinland-Pfalz ist dies für mehr als zwei Drittel der Waldfläche der Fall.

Aufgrund dieses hohen Anteils versauerungsgefährdeter Waldböden wurden in Rheinland-Pfalz frühzeitig großflächig Bodenschutz-Kalkungen durchgeführt, um die negativen Auswirkungen des Säureeintrags zu kompensieren. Dabei stehen die Kompensation des aktuellen Säureeintrags und die Reaktivierung ökosystem-interner Nährstoffkreisläufe im Vordergrund. Zur wissenschaftlichen Begleitung der Bodenschutzkalkung wurden 1988 der „*Vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffersubstanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffen in Waldökosystemen*“ (kurz: Kompensationsversuch) mit Kalksteigerungsvarianten als Parzellenversuch eingerichtet, auf denen die Daten der vorliegenden Arbeit erhoben wurden. Für jede Variante, die mit einer Dosierung von 3, 5, 9 und 15 t dolomitischen Kalks ha⁻¹ sowie teilweise mit zusätzlicher Phosphor- und Kaliumdüngung behandelt wurden, als auch für die unbehandelte Kontrolle sind zwei räumliche Wiederholungen vorhanden. Die Anlage erfolgte auf basenarmen, versauerten Waldstandorten auf in Rheinland-Pfalz häufig vorkommenden Bodensubstraten. Die Versuchsflächen Adenau (Decklehm über devonischer Tonschiefer) und Idar-Oberstein (Decklehm über Quarzschutt) sind mit Fichte und die Versuchsfläche Hochspeyer (Sande des Mittleren Buntsandsteins) mit einem Kiefernbestand mit zwischen- und unterständiger Buche bestockt.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, zunächst die Entwicklung des Säure-Base-Zustands der unbehandelten Kontrolle zu untersuchen, um festzustellen, ob die Kalkung der drei Versuchsflächen zur Kompensation der Säurebelastung erforderlich war und unter den aktuellen Bedingungen weiterhin

erforderlich ist. Des Weiteren sollte der Verbleib der mit den unterschiedlich dosierten Kalkgaben ausgebrachten Nährstoffe Calcium (Ca) und Magnesium (Mg) im Ökosystem verfolgt werden sowie eine Betrachtung der Wirkungsdauer hinsichtlich der Säureneutralisationskapazität erfolgen. Zudem sollten die in der Literatur kontrovers diskutierten Veränderungen im Elementhaushalt, insbesondere von Stickstoff (N), Phosphor (P), Schwefel (S), Kalium (K) und Aluminium (Al), betrachtet werden. Auch die Auswirkungen auf die Ernährung und den Zuwachs der aufstockenden Bestände wurde mit verschiedenen Verfahren bewertet. Zur Erklärung dieser auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit standörtlich teils deutlich voneinander abweichenden Reaktionen, wurden chemische Parameter des Bodens und des Sickerwassers sowie Unterschiede in der Bestockung, der Kalkdosis und dem zeitlicher Abstand zur Kalkausbringung herangezogen.

Als zentrales Beurteilungselement wurden in der vorliegenden Arbeit Stoffbilanzen erstellt, um die langfristigen Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffhaushalt und die Versauerung zu untersuchen. Die Einträge in das Ökosystem setzten sich aus der atmogenen Deposition, der Freisetzung von Elementen durch die Mineralverwitterung und der Kalkung und Düngung zusammen. Relevante Austräge sind die Auswaschung mit dem Sickerwasser und der Export von Elementen mit der Holzernte. Die Berechnung der Stoffflüsse geschah auf Basis der 24 Jahre umfassenden Zeitreihen zur Sickerwasser- und Depositionsmessung. Zu Beginn des Promotionsprojektes wurde zudem der aufwachsende Bestand detailliert gemessen und beprobt, sodass eine Modellierung des Zuwachses und der Elementfestlegung in der Biomasse im Beobachtungszeitraum 1989 bis 2012 ermöglicht wurde. Die Elementfreisetzung aus der Mineralverwitterung wurde mittels einer im Rahmen der Bund-Länder Arbeitsgruppe BZE fehlerbereinigten und hinsichtlich in Deutschland häufig vorkommender Minerale erweiterten Version des Modells PROFILE berechnet. Zum Vergleich der Bilanzen mit den Element-Vorräten des Ökosystems wurden zusätzlich Bodenproben zur Ermittlung der Nährelementvorräte gewonnen.

Versauerung

Die Ergebnisse zeigen, dass auf der unbehandelten Kontrolle der drei Versuchsflächen der Eintrag versauernd wirkender Verbindungen die Pufferkapazität des Ökosystems durch Base-Kationen (Ca, K, Mg, Na) im gesamten Beobachtungszeitraum überschreitet. Der atmogene Eintrag von N-Verbindungen und die Mobilisierung von im Boden in Zeiten hoher Sulfat-Deposition aufgespeicherten Sulfaten stellt zurzeit das größte Versauerungsrisiko dar. Zusätzlich führt die Bildung von Biomasse durch die Aufspeicherung von Nährstoff-Kationen zu einer Säurebelastung, die bei deren Mineralisation rückgängig gemacht werden würde. Wird die Biomasse jedoch exportiert führt dies zu einer Versauerung des Ökosystems, die mit zunehmender Nutzungsintensität ansteigt.

Diese Überschreitung der Pufferkapazität durch Base-Kationen führt zu einer verstärkten Freisetzung von Aluminium aus den Zwischenschichten der Tonminerale. Dadurch findet eine Umwandlung der

Tonminerale statt, die eine Veränderung ihrer Eigenschaften und Funktionen in Boden mit sich zieht. Zum einen wird deren Fähigkeit reduziert Nährstoff-Kationen zu speichern, zum anderen mündet eine länger anhaltender Säurebelastung in eine Destabilisierung, die schließlich zu einer irreversiblen Zerstörung der Tonminerale führt. Diese Verschlechterung des Zustandes lässt sich im Oberboden der Kontrollen der drei Versuchsflächen beobachten. Das im Zug der Destabilisierung freigesetzte Aluminium führt für den aufwachsenden Bestand zu einer Hemmung der Nährstoffaufnahme und kann das Wurzelwachstum beeinträchtigen. Zudem belastet dessen Auswaschung mit dem Sickerwasser die angrenzenden aquatischen Ökosysteme oder das Grundwasser.

Diese Befunde verdeutlichen die Dringlichkeit, die Deposition von versauernd wirkenden Verbindungen auch über die geplanten EU National Emission Ceilings (NEC) ab dem Jahr 2030 hinaus weiter zu reduzieren und den Entzug von Alkalinität mit der Holzernte an den Standort anzupassen. Solange die Säurebelastung das Puffervermögen der Waldstandorte übersteigt, ist eine Bodenschutzkalkung erforderlich, um eine weitere Destabilisierung der Tonminerale und damit einen nicht reversiblen Verlust wichtiger Reglerfunktionen des Wasser- und Stoffkreislaufs zu verhindern.

Die in den meisten Bundesländern praxisübliche Dosierung von 3 t Dolomit ha⁻¹ sorgt für eine Entlastung des Aluminium-Puffers und damit zu einem Schutz der Tonminerale. Dies äußert sich auf den drei Versuchsflächen in einer Verbesserung der qualitativen Versauerungsindikatoren Basensättigung, pH-Wert, BC/Al-Verhältnis und Aciditätsgrad. Jedoch zeigt sich nach 24 Jahren auf den stärker belasteten Flächen Adenau und Idar-Oberstein ein Nachlassen hinsichtlich dieser Kalkungswirkungen. Zwar weisen die Varianten mit höherer Kalkdosis eine längere Wirkungsdauer und eine leicht verbesserte Tiefenwirkung auf, jedoch ist von einer Erhöhung der Kalkdosis nach den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit abzuraten, da insbesondere das Risiko für eine Mobilisierung von Anionen und damit einer Öffnung der Stoffkreisläufe des Ökosystems erhöht wird und zudem die Wirkungsdauer nicht im gleichen Maße mit der Kalkdosis ansteigt.

Schon eine Kalkung mit 3 t Dolomit ha⁻¹ erhöht das Risiko für einen Austrag von Nitrat und Sulfat mit dem Sickerwasser, was zu einem Verlust von Kationen und einer äquivalenten Versauerung führt. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen jedoch, dass diese bei Mobilisierung von Sulfat und Nitrat hervorgerufene Säurebelastung durch die Auflösung der mit der Kalkung ausgebrachten Carbonate kompensiert wird und diese Anionen hauptsächlich von Mg und nicht verstärkt von Al oder Schwermetallen begleitet werden. Auf der unbehandelten Kontrolle werden die durch den ehemals lang anhaltenden und hohen Sulfateintrag im Boden aufgebauten Sulfatvorräte zwar langsamer abgebaut, allerdings belegen die Ergebnisse, dass damit kein geringerer Austrag von Al verglichen mit den Kalkungsvarianten verbunden ist. Demnach ist ohne Kalkung mit einem längerfristigen Kationenverlust und einer längerfristigen Belastung für das oberflächennahe Grundwasser durch Al zu rechnen.

Ca- und Mg-Bilanz

Der Hauptaustragsweg von Mg ist die Verlagerung mit dem Sickerwasser und wird somit vor allem durch die Anionenfracht bestimmt. Wenn lediglich die Festlegung in Derbholz und Rinde als Austrag angesehen wird, weist die Fläche Adenau auf den Kontrollparzellen annähernd ausgeglichene Mg Bilanzen im Beobachtungszeitraum, die Flächen Idar-Oberstein und Hochspeyer hingegen negative Mg Bilanzen auf. Die Ca Bilanzsalden der Kontrolle sind ohne Berücksichtigung der Ca Festlegung in der Biomasse auf allen Flächen positiv. Bereits die Festlegung in Derbholz und Rinde führt jedoch zu negative Bilanzen, was verdeutlicht, dass für Calcium der Entzug mit der Holzernte ein bedeutenderer Austragsweg als für Magnesium darstellt. Um diesem Verlust entgegenzuwirken spielt demnach bei Ca die Nutzungsintensität (Derbholz, Vollbäume) eine bedeutsame Rolle, wohingegen bei Mg vornehmlich die Reduktion des ausgetragenen Nitrat und Sulfat zu einer allmählichen Schließung des Stoffkreislaufs führt.

Die Kalkung mit 3 t ha^{-1} bewirkt, mit Ausnahme einer von vier Parzellen in Adenau, auf den drei Versuchsflächen positive Bilanzen für Ca und Mg im Untersuchungszeitraum, sodass auch bei einer Nutzung der gebildeten Biomasse und dem damit verbundenen Entzug aus dem ökosystemaren Nährstoffkreislauf keine Reduktion der Ca- und Mg Vorräte stattfindet. Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit der von der Bilanz unabhängigen Vorratsberechnung anhand der Bodenprobenahme, die ebenfalls höhere Ca- und Mg Vorräte auf den Kalkungsvarianten gegenüber der Kontrolle ergibt. Aufgrund der nur begrenzten Steuermöglichkeiten des Mg Austrags ist auch weiterhin der Einsatz von Kalken mit einem hohen Mg Anteil ratsam.

Die bislang angenommene Wirkungsdauer von nur 10 Jahren wird auf allen Versuchsflächen deutlich überschritten und liegt je nach Standort zwischen 20 und 40 Jahren. Dabei ist anzumerken, dass die Auswaschungsverluste von Ca und Mg in Hochspeyer trotz der Bodenart lehmiger Sand geringer sind als auf den beiden Standorten mit bindigeren Böden, was durch die geringere Verlagerung von Sulfat und Nitrat bedingt ist. Demnach sind sandige Standorte keinesfalls generell von Kalkungsmaßnahmen auszuschließen, weil, wie in der Literatur dargestellt, Bindungsplätze für die Basekationen fehlen. Stattdessen ist auf den sandigen Substraten sogar von einer längeren Wirkungsdauer auszugehen und zudem dürften aufgrund der zumeist geringeren Kationenaustauschkapazität bereits vergleichsweise niedrige Kalkdosen ausreichend sein, um die Basensättigung wirksam anzuheben.

Stickstoff

Des Weiteren zeigen die Ergebnisse, dass durch die Kalkung die Nitrifikation gefördert wird. Dies führt vor allem auf dem Standort Adenau, der unter den drei Versuchsflächen die höchsten N Einträge aufweist, zu einem Anstieg des Nitrataustrags mit dem Sickerwasser. Schon auf der Kontrolle liegt der Stickstoffaustrag über $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und damit deutlich oberhalb der Austräge von Idar-Oberstein (2 kg

ha⁻¹ a⁻¹) und Hochspeyer (< 1 kg ha⁻¹ a⁻¹). Nach der Kalkung tritt eine Verschärfung des ohnehin gespannten Zustands ein. Ein Verzicht auf die Kalkung auf Standorten nahe der N Sättigung dürfte jedoch lediglich den Zeitpunkt, an dem größere Stickstoffmengen das Ökosystem in Form von Nitrat verlassen, hinausschieben. Dies erscheint nur sinnvoll, wenn die N Deposition reduziert werden kann, bevor eine N Sättigung des Ökosystems eintritt. Nach den aktuellen Emissionszielen und Hochrechnungen zu urteilen ist jedoch in absehbarer Zeit nur mit einer geringen Reduzierung des N-Eintrags in Wälder zu rechnen. Ohne Kalkung schreitet insbesondere auf diesen Standorten die Bodenversauerung, Destabilisierung der Tonminerale und Al Austräge mit dem Sickerwasser fort.

Der Fichtenbestand in Idar-Oberstein reagiert hingegen auf die Kalkung mit einer Zunahme der N Festlegung im Holz, was im Falle eines Exports der Biomasse mit der Holzernte zu einem höheren, der Eutrophierung entgegenwirkenden N Export führt und einer Verlagerung von N in Richtung Grundwasser vorzubeugen kann. Die Kalkung könnte in diesem Zusammenhang als Instrument dienen, um das mit dem Export der Biomasse ebenfalls entzogene Mg und Ca wieder zurückzuführen und die Säurebelastung zu kompensieren. Dabei bleibt zu berücksichtigen, dass neben N, Mg und Ca durch diese Behandlung dem Ökosystem auch andere Nährstoffe entzogen werden. Diese müssten bei negativen Bilanzen ebenfalls zurückgeführt werden, beispielsweise durch ein Dolomit-Holzaschegemisch.

Der Austrag von N ist stets, sowohl mit dem Sickerwasser als auch durch den Export mit der Biomasse, mit einer Versauerung gekoppelt. Lediglich auf gasförmige N Verluste trifft dies nicht zu, welche jedoch die Atmosphäre belasten. Die einzige ökosystem-verträgliche Maßnahme gegen eine N-Sättigung des Ökosystem bleibt eine stärkere Reduktion der N Emissionen.

Bestandesernährung

Auf den drei Versuchsflächen wurde der Ernährungszustand der aufwachsenden Bestände hinsichtlich Ca und Mg durch die Kalkung verbessert und die teils auf der Kontrolle herrschenden Mangelzustände behoben. Die Kalkung von 3 t ha⁻¹ sorgt für höhere Ca- und Mg-Konzentrationen vor allem in den älteren Nadeln. Die fehlende Umverteilung von Mg von alten in rezente Nadeln deutet nach der Bewertung von Reemtsma (1986) auf eine ausreichende bis optimale Versorgung der Bäume dieser Variante hin. Auch die Berechnungen der multivariaten Compositional Nutrient Diagnosis (CND) ergeben, dass diese niedrig dosierte Kalkung für eine Verbesserung der Mg Ernährung ausreichend ist. Zudem zeigt dieses Verfahren deutlich, dass die Kalkung zu einer ausgeglicheneren Ernährung führt, da durch die Zufuhr von Ca und Mg das auf allen Flächen vorhandene Ungleichgewicht zwischen N und anderen Nährelementen reduziert wird.

Sowohl der Abgleich mit ernährungskundlichen Grenzwerten, die Nährstoffverhältnisse, die insgesamt im Bestand festgelegte Menge an Kalium als auch die Ergebnisse der CND weisen insbesondere auf den Kalkungsvarianten der beiden Fichtenbestände auf eine Unterversorgung von K hin. Da auf der Kalkungsvariante mit zusätzlicher K Düngung in Adenau und Idar-Oberstein der stärkste Höhenzuwachs im Beobachtungszeitraum gemessen wurde, ist von einem tatsächlichen Mangel auszugehen. Da allerdings der Biomassezuwachs aller Kalkungsvarianten dennoch über dem der Kontrolle liegt, dürfte auf den drei

Versuchsflächen die Verbesserung der Mg- und Ca Ernährung, die geringeren Al und Mn Konzentration im Sickerwasser sowie das ausgeglichene Verhältnis von N zu anderen Nährstoffen, ausgenommen K, eine größere Rolle für die Bestandesernährung spielen.

Auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit zeigen sowohl die P Konzentrationen der Nadeln und Blätter als auch der Biomassekompartimente keine signifikanten Unterschiede zwischen der Kontrolle und den Kalkungsvarianten ohne P Düngung. Dennoch ist die in der Biomasse festgelegte P Menge auf allen Versuchsflächen auf der Kontrolle niedriger als bei den Kalkungsvarianten. Dies deutet auf eine höhere P Aufnahme auf den gekalkten Varianten hin und spiegelt sich, wegen der Verdünnung durch den Mehrzuwachs nicht in den Konzentrationen der Kompartimente wider.

Die zusätzliche P Düngung führt zu einer langfristigen Verbesserung der P Versorgung, was sich in erhöhten P Konzentrationen der Nadel und Blätter sowie der restlichen Kompartimente zeigt. Eine langfristige Festlegung des P in schwerlöslichen Verbindungen findet nicht statt. Ein gesteigerter Austrag mit dem Sickerwasser ist auf den Varianten mit P Düngung nicht zu verzeichnen, sodass von einer langfristigen Speicherung des ausgebrachten P im Ökosystem auszugehen ist.

Zuwachs

Auf den drei Versuchsflächen führt die Kalkung zu einer Steigerung der Zuwachsleistung der aufwachsenden Bestände, auch wenn die geringe Parzellengröße und Unterschiede in der Bestandesstruktur zum Versuchsbeginn bei der Bewertung beachtet werden müssen. Ertragskundliche Untersuchungen waren bei der Anlage der Versuchsflächen nicht Ziel des Kompensationsversuchs, da die Waldkalkung den Bodenschutz und nicht ein besseres Wachstum zum Ziel hat. Der höhere Zuwachs auf den gekalkten Parzellen zeigt, dass die Kalkung die Wuchsbedingungen und Nährstoffverfügbarkeit auf den drei Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit verbessert. Die Steigerung des Zuwachses wird dabei nicht auf alle Individuen der Kalkungsvarianten gleichmäßig verteilt, sondern fällt vor allem durch die in den Vordergrund tretende Konkurrenz um Licht auf vorherrschende Individuen des Bestandes. Durch die bessere Nährstoffversorgung sind diese größeren Individuen in der Lage ihren höheren Lichtgenuss besser auszunutzen und dadurch ihre Zuwachsleistung zu erhöhen. Die Kalkung trägt so zur Differenzierung der Bäume und Verbesserung der Bestandesstruktur bei.

Wie der Fichtenbestand, zeigen auch die 2006 in Idar-Oberstein als Voranbau gepflanzten Buchen eine Steigerung des Höhenwachstums auf den gekalkten Parzellen, das mit zunehmender Kalkdosis ansteigt, und eine Abnahme der Mortalität. Diese Faktoren spielen eine entscheidende Rolle beim Waldumbau von Fichtenreinbeständen hin zu buchenreichen Mischbeständen, da nicht nur die Wahrscheinlichkeit einer Etablierung der Voranbau-Buchen steigt, sondern auch der Zeitraum, bis die Pflanze eine vor Verfall sichere Wuchshöhe erreicht hat, verkürzt wird.

Ausblick

Die mittlerweile rückläufigen Sulfatfrachten im Sickerwasser und die geplante Reduktion der N Emissionen dürften langfristig zu einer Verminderung der Nährstoffverluste und der Versauerung führen. Jedoch zeigen die Ergebnisse, dass bis dahin auf schwach basenversorgten Standorten wie den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit, die Kalkung weiterhin nötig bleibt, wenn auch in immer weiteren Zeitabständen von voraussichtlich 20 bis 40 Jahren. Die für die Untersuchung der Langzeiteffekte von Bodenschutzkalkungen wertvollen Versuchsanlagen sollten unbedingt erhalten, weiter betreut und untersucht werden. Um die in der Praxis in Rheinland-Pfalz stattfindende Wiederholungskalkung wissenschaftlich zu begleiten, sollten auf den Versuchsflächen der vorliegenden Arbeit ausgewählte Varianten mit einer weiteren Kalkgabe behandelt werden. Von Interesse ist dabei insbesondere, ob nach einer Wiederholungskalkung abweichende Effekte verglichen mit einer Erstkalkung auftreten.

Bisher sind folgende Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für
Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz erschienen:

72/12	Karl, Block, Schultze und Scherzer Untersuchungen zu Wasserhaushalt und Klimawandel an ausgewählten forstlichen Monitoringflächen in Rheinland-Pfalz nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 ISSN 1610-7705	
71/12	Karl, Block, Schüler, Schultze und Scherzer Wasserhaushaltsuntersuchungen im Rahmen des Forstlichen Umweltmonitorings und bei waldbaulichen Versuchen in Rheinland-Pfalz nur als download: http://www.fawf.wald-rlp.de/index.php?id=2601 ISSN 1610-7705	
70/2012	Block und Gauer Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€ 16,--
69/2011	Maurer und Haase (Hrsg.): Holzproduktion auf forstgenetischer Grundlage. Tagungsbericht 28. Internationale Tagung ARGE Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung, 4.-6. November 2009 in Treis-Karden (Mosel)	€ 18,--
68/2009	Engels, Jochum, Krug und Seegmüller (Hrsg.): Käferschäden im Buchenholz: Einbußen und Verwendungsoptionen ISSN 1610-7705	€ 10,--
67/2009	Phan Hoang Dong (Hrsg.): Zum Anbau und Wachstum von Vogelkirsche und Birke ISSN 0931-9662	€ 10,--
66/2008	Werner D. Maurer und Bolko Haase (Hrsg.): Walnuss-Tagung 2008 ISSN 1610-7705	€ 10,--
65/2008	Block (Hrsg.): Forstliche Forschung Grundlage für eine zukunftsfähige Forstwirtschaft ISSN 1610-7705	€ 10,--
64/2007	Schüler, Gellweiler und Seeling (Hrsg.): Dezentraler Wasserrückhalt in der Landschaft durch vorbeugende Maßnahmen der Waldwirtschaft, der Landwirtschaft und im Siedlungswesen ISSN 1610-7705	€ 15,--
63/2007	Dong (Hrsg.): Eiche im Pfälzerwald ISSN 0931-9662	€ 10,--
62/2007	Bücking, Moshhammer und Roeder: Wertholzproduktion bei der Fichte mittels kronenspannungsarm gewachsener Z-Bäume ISSN 0931-9622	€ 15,--

61/2007	Jahresbericht 2006 ISSN 1610-7705 ISSN 1610-7713	
60/2006	Block und Schüler (Hrsg.): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder; Erschließung von Sekundärrohstoffen als Puffersubstanzen für Bodenmaßnahmen im Wald ISSN 1610-7705	€ 10,--
59/2006	Petercord und Block (Hrsg.): Strategien zur Sicherung von Buchenwäldern ISSN 0931-9662	€ 10,--
58/2006	Jahresbericht 2005 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
57/2005	Seegmüller (Hrsg.): Die Forst-, Holz- und Papierwirtschaft in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 10,--
56/2005	Jahresbericht 2004 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
55/2005	Dong (Hrsg.): Zum Aufbau und Wachstum der Douglasie ISSN 0931-9662	€ 10,--
54/2004	Dong (Hrsg.): Kiefer im Pfälzerwald ISSN 0931-9662	€ 10,-- vergriffen
53/2004	Jahresbericht 2003 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
52/2004	Maurer (Hrsg.): Zwei Jahrzehnte Genressourcen-Forschung in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€ 15,-- (vergriffen)
51/2003	Jahresbericht 2002 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
50/2003	Maurer (Hrsg.): Ökologie und Waldbau der Weißtanne – Tagungsbericht zum 10. Internationalen IUFRO Tannensymposium am 16-20. September 2002 an der FAWF in Trippstadt ISSN 1610-7705	€ 15,--
49/2002	Maurer (Hrsg.): Vom genetischen Fingerabdruck zum gesicherten Vermehrungsgut: Untersuchungen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung forstlicher Genressourcen in Rheinland-Pfalz ISSN 1610-7705	€ 15,-- (vergriffen)

48/2002	Jahresbericht 2001 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
47/2001	Jahresbericht 2000 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
46/1999	Jahresbericht 1999 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
45/1999	Delb und Block: Untersuchungen zur Schwammspinnerkalamität von 1992–1994 in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 13,--
44/1998	Jahresbericht 1998 SSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
43/1997	Jahresbericht 1997 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
42/1997	Bücking, Eisenbarth und Jochum: Untersuchungen zur Lebendlagerung von Sturmwurfholz der Baumarten Fichte, Kiefer, Douglasie und Eiche ISSN 0931-9662	€ 10,--
41/1997	Maurer und Tabel (Hrsg.): Stand der Ursachenforschung zu Douglasienschäden – derzeitige Empfehlun- gen für die Praxis ISSN 0931-9662	€ 10,--
40/1997	Schröck (Hrsg.): Untersuchungen an Waldökosystemdauerbeobachtungsflächen in Rhein- land-Pfalz – Tagungsbericht zum Kolloquium am 04. Juni 1996 in Trippstadt - ISSN 0931-9662	€ 8,--
39/1997	Jahresbericht 1996 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
38/1996	Balcar (Hrsg.): Naturwaldreservate in Rheinland-Pfalz: Erste Ergebnisse aus dem Natur- waldreservat Rotenberghang im Forstamt Landstuhl ISSN 0931-9662	€ 13,--
37/1996	Hunke: Differenzierte Absatzgestaltung im Forstbetrieb - Ein Beitrag zu Strategie und Steuerung der Rundholzvermarktung ISSN 0931-9662	€ 10,--
36/1996	Jahresbericht 1995 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	

35/1995	Block, Bopp, Butz-Braun und Wunn: Sensitivität rheinland-pfälzischer Waldböden gegenüber Bodendegradation durch Luftschadstoffbelastung ISSN 0931-9662	€ 8,--
34/1995	Maurer und Tabel (Hrsg.): Genetik und Waldbau unter besonderer Berücksichtigung der heimischen Eichenarten ISSN 0931-9662	€ 8,--
33/1995	Eisenbarth: Schnittholzeigenschaften bei Lebendlagerung von Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i> L.) aus Wintersturmwurf 1990 in Abhängigkeit von Lagerart und Lagerdauer ISSN 0931-9662	€ 6,--
32/1995	Autorenkollektiv: Untersuchungen an Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 6,--
31/1995	Jahresbericht 1994 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
30/1994	Schüler: Ergebnisse forstmeteorologischer Messungen für den Zeitraum 1988 bis 1992 ISSN 0931-9662	€ 6,--
29/1994	Fischer: Untersuchung der Qualitätseigenschaften, insbesondere der Festigkeit von Douglasien-Schnittholz (<i>Pseudotsuga Menziesii</i> (Mirb.)Franco), erzeugt aus nicht-wertgeästeten Stämmen ISSN 0931-9662	€ 6,--
28/1994	Schröck: Kronenzustand auf Dauerbeobachtungsflächen in Rheinland-Pfalz - Entwicklung und Einflußfaktoren - ISSN 0931-9662	€ 6,--
27/1994	Oesten und Roeder: Zur Wertschätzung der Infrastrukturleistungen des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	€ 6,--
26/1994	Jahresbericht 1993 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
25/1994	Wierling: Zur Ausweisung von Wasserschutzgebieten und den Konsequenzen für die Forstwirtschaft am Beispiel des Pfälzerwaldes ISSN 0931-9662	€ 6,--
24/1993	Block: Verteilung und Verlagerung von Radiocäsium in zwei Waldökosystemen in Rheinland-Pfalz insbesondere nach Kalk- und Kaliumdüngungen ISSN 0931-9662	€ 6,--

23/1993	Heidingsfeld: Neue Konzepte zum Luftbildeinsatz für großräumig permanente Waldzustandserhebungen und zur bestandesbezogenen Kartierung flächenhafter Waldschäden ISSN 0931-9662	€ 10,--
22/1993	Jahresbericht 1992 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
21/1992	Autorenkollektiv: Der vergleichende Kompensationsversuch mit verschiedenen Puffer- substanzen zur Minderung der Auswirkungen von Luftschadstoffeinträgen in Waldökosystemen - Zwischenergebnisse aus den Versuchsjahren 1988 - 1991 - ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
20/1992	Jahresbericht 1991 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
19/1991	Autorenkollektiv: Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Sturm- und Immissions- schäden im Vorderen Hunsrück - „SIMS“ - ISSN 0931-9662	€ 6,--
18/1991	Schüler, Butz-Braun und Schöne: Versuche zum Bodenschutz und zur Düngung von Waldbeständen ISSN 0931-9662	€ 6,--
17/1991	Block, Bopp, Gatti, Heidingsfeld und Zoth: Waldschäden, Nähr- und Schadstoffgehalte in Nadeln und Waldböden in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 6,--
16/1991	Block, Bockholt, Borchert, Fingerhut, Heidingsfeld und Schröck: Immissions-, Wirkungs- und Zustandsuntersuchungen in Waldgebieten von Rheinland-Pfalz - Sondermeßprogramm Wald, Ergebnisse 1983-1989 ISSN 0931-9662	€ 6,--
15/1991	Jahresbericht 1990 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	
14/1990	Block: Ergebnisse der Stoffdepositionsmessungen in rheinland-pfälzischen Waldge- bieten 1984 - 1989 ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
13/1990	Schüler: Der kombinierte Durchforstungs- und Düngungsversuch Kastellaun - ange- legt 1959 - heute noch aktuell ? ISSN 0931-9662	€ 6,--
12/1990	Jahresbericht 1989 ISSN 0931-9662 ISSN 0936-6067	

11/1989	Block, Deinet, Heupel, Roeder und Wunn: Empirische, betriebswirtschaftliche und mathematische Untersuchungen zur Wipfelköpfung der Fichte ISSN 0931-9662	€ 6,--
10/1989	Heidingsfeld: Verfahren zur luftbildgestützten Intensiv-Waldschadens- erhebung in Rheinland-Pfalz ISSN 0931-9662	€ 10,--
9/1989	Jahresbericht 1988 ISSN 0936-6067	
8/1988	Gerecke: Zum Wachstumsgang von Buchen in der Nordpfalz ISSN 0931-9662	€ 13,--
7/1988	Beutel und Block: Terrestrische Parkgehölzschadenserhebung (TPGE 1987) ISSN 0931-9662	€ 6,--
6/1988	Jahresbericht 1987 ISSN 0931-9662	
5/1988	Die Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz im Dienste von Wald und Forstwirtschaft - Reden anlässlich der Übergabe des Schlosses Trippstadt als Dienstsitz am 10.04.1987 - ISSN 0931-9662	€ 6,--
4/1987	Beutel und Block: Terrestrische Feldgehölzschadenserhebung (TFGE 1986) ISSN 0931-9662	€ 6,-- vergriffen
3/1987	Block, Fraude und Heidingsfeld:Sondermeßprogramm Wald (SMW) ISSN 0931-9662	€ 6,--
2/1987	Block und Stelzer: Radioökologische Untersuchungen in Waldbeständen ISSN 0931-9662	€ 6,--
1/1987	Jahresbericht 1984-1986 ISSN 0931-9662	vergriffen



Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR
UMWELT, LANDWIRTSCHAFT,
ERNÄHRUNG, WEINBAU
UND FORSTEN

Kaiser-Friedrich-Strasse 1
55116 Mainz

www.mulewf.de
www.wald-rlp.de