

Technische Universität München
Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung,
Landnutzung und Umwelt
Department für Ökologie - Fachgebiet Waldernährung und
Wasserhaushalt



**ORGANO-ASCHE-PRESSLINGE ALS ZUKUNTSORIENTIERTES DÜNGEMITTEL –
PRODUKTIONSOPTIMIERUNG, ERNÄHRUNGSKUNDLICHES POTENTIAL UND
MACHBARKEITSSTUDIE**

Abschlussbericht des Forschungsprojektes 22011205



Antragszeitraum: 1.01.2007 – 31.12.2009 bei kostenneutraler Verlängerung bis 30.06.2010

Projektleitung: Prof. Dr. Dr. Axel Göttlein (Projektleiter)

Projektbearbeitung: Rasmus Ettl

Berichterstatter: PD Dr. Christian Huber, Rasmus Ettl, Michael Kohlpaintner & Prof. Dr. Dr. Axel Göttlein

Freising, September 2010

1. Einleitung:

Durch die Klimaerwärmung und die Verknappung fossiler Brennstoffe gewinnt Holz als nachwachsender Rohstoff weiter an Bedeutung. So ist es ein Hauptziel der Europäischen Kommission den Anteil regenerativer Energien an der Gesamtenergieproduktion weiter zu erhöhen. Dabei kommt dem CO₂ neutralen Energieträger Holz eine große Bedeutung zu. So kann die energetische Nutzung von Holz dazu beitragen, einerseits fossile Brennstoffe zu substituieren, um somit die CO₂-Belastung der Atmosphäre zu verringern, und andererseits zu einer nachhaltigen Energieversorgung führen. Alleine in Bayern entstanden seit dem Jahre 1992 über ein Förderprogramm des Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten 125 ausschließlich mit naturbelassenem Holz befeuerte Heizkraftwerke. Um deren Versorgung mit Biomasse zu gewährleisten, muss verstärkt Holz eingeschlagen bzw. bisher im Bestand verbleibendes Kronenmaterial genutzt werden. Derzeit liegt der Anteil der energetischen Nutzung von Waldholz in Deutschland bei 19% des jährlichen Einschlages, dies sind ca. 12,5 Mio. m³ Brennholz. Durch die stetig steigende Zahl von Feuerungsanlagen steigt auch der Anfall an Holzaschen (derzeit ca. 125.000 t Holzaschen jährlich in Deutschland). Nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz sollen diese Holzaschen dabei in erster Linie verwertet statt beseitigt werden. Eine Verwertung ist aber nur dann zulässig, wenn sie umweltverträglicher als eine entsprechende Beseitigung ist. Derzeit wird der größte Teil der anfallenden Holzaschen deshalb deponiert. Die Kosten hierfür haben sich aufgrund von Umweltbestimmungen und der Besteuerung erhöht. Gegenwärtig muss mit Deponierungskosten zwischen 70 und 100 Euro pro Tonne einschließlich Steuern, jeweils abhängig von der anfallenden Aschefraktion, gerechnet werden. Solange es sich bei den Aschen um Brennräumeaschen aus der Verbrennung von unbehandeltem Holz handelt und sie als solche gekennzeichnet sind, dürften diese gemäß Düngemittelverordnung in den Wald zurückgeführt werden. Es muss davon ausgegangen werden, dass in den nächsten Jahren vermehrt Waldrestholz genutzt werden wird und damit vermehrt Asche anfallen wird.

Mit der verstärkten Nutzung des Schlagabraumes steigt auch der Export von Nährstoffen aus dem Wald weiter an. Dieser Verlust an Nährstoffen könnte durch die Rückführung der aus der Verbrennung von Holz entstandenen Aschen kompensiert werden. Unbehandelte Aschen werden aufgrund ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften für eine Ausbringung in Wäldern kritisch betrachtet. Die durch die hohen

Verbrennungstemperaturen gebildeten Verbindungen führen zu hohen pH-Werten der Asche von pH 12 bis 13. Hohe pH-Werte nach der Ausbringung wiederum verstärken im Waldboden die Umsetzungsprozessen der organischen Substanz mit nachfolgenden Nährstoffverlusten und Beeinträchtigungen der Sickerwasserqualität ähnlich oder sogar noch stärker als nach Kalkung. Probleme ergeben sich aus der schnellen Löslichkeit der Inhaltsstoffe und der Belastung der Böden mit Schwermetallen und Nitrat im Sickerwasser. Zudem konnten negative Auswirkungen auf die Bodenvegetation nach Ascheausbringung durch hohe pH-Werte beobachtet werden. Auch nach Granulierung der Asche wurden die oben genannten negativen Eigenschaften zahlreich beobachtet und dokumentiert.

Neben der anorganischen Substanz (Asche) ist eine Rückführung von organischer Substanz (z.B. Rinde) in den Boden bedeutend. Die organische Substanz erhöht das Kohlenstoffangebot, welches entscheidend für die biologische Aktivität der Böden ist. Die Einbringung von organischer Substanz verbessert zudem die Wasserhaltefähigkeit leichter Böden, die Entwässerung schwerer Böden sowie den Lufthaushalt. Eine Kreislaufwirtschaft im Wald könnte durch die Rückführung der anfallenden Aschen erreicht werden, was gleichzeitig einen erheblichen Beitrag zur Kompensation der Nährstoffentzüge bewirken könnte. Zusammen mit organischen Roh- und Abfallstoffen, sowie Nebenprodukten aus der Säge- und Holzindustrie (insbesondere Rinden) könnten bisher ungenutzte mineralische Nährstoffe technisch einfach und kostengünstig für den Einsatz in Land- und Forstwirtschaft mobilisiert werden, ohne dass, insbesondere in naturnahen Ökosystemen, negative ökologische Auswirkungen zu befürchten sind. Ein möglicher Lösungsansatz ist hierbei ein Verpressen der Holzrasche unter Zugabe von gehäckselter Holzrinde (=RIAd-Pellets). Diese Pellets sind für gängige Ausbringungstechniken ausreichend stabil, besitzen deutlich günstigere pH-Werte und eine stark reduzierte Löslichkeit der Inhaltsstoffe.

In dem vom Fachgebiet für Waldernährung und Wasserhaushalt der TUM bearbeiteten Unterauftrag wurden verschiedene Presslinge aus unbehandelter Holzrasche und organischen Substanzen getestet, ob diese für eine Nährstoffrückführung geeignet sind und gleichzeitig die oben genannten negativen Eigenschaften der Holzrasche unter Freilandbedingungen minimieren können. Zum Einordnen der Eigenschaften dieser Pellets wurden die Varianten kohlenaurer Magnesiumkalk, wie er bei einer typischen Waldkalkung verwendet wird, und eine Mischung aus 70 % Magnesiumkalk und 30 %

Holzasche, die gemäß der Düngemittelverordnung ebenfalls als Düngemittel im Wald erlaubt ist, in das Versuchsdesign aufgenommen.

Folgende Arbeitsziele standen im Fokus der Untersuchung:

1. Chemische Analyse geeigneter Organo-Asche-Presslinge; kleinstandörtliche Vorversuche zu den ökologischen Wirkungen mit erfolgversprechenden Mischungsprodukten
2. Flächige Ausbringung zur Evaluierung der ökologischen Eigenschaften und Kostenermittlung im Praxiseinsatz

2. Laborversuch

2.1 Beregnungsversuch mit RIA-Pellets bei ständiger Befeuchtung

(siehe auch Ettl et al. Forst und Holz 64, 24-30 (2009))

2.1.1. Material und Methoden

Basierend auf den Ergebnissen von Vorversuchen wurden RIA-Pellets durch die Firma Kahl in Hamburg produziert und mit diesen Pellets ein weiteres Versuchsdesign konzipiert, wobei die verschiedenen Varianten beregnet wurden. Beregnungsdauer und Beregnungsmenge (bidestilliertes Wasser) wurden nach Klimadaten der Klimastation Augsburg-Mühlhausen den natürlichen Verhältnissen angenähert. Die Beregnungsmenge pro Variante von täglich 15 ml in 3 Stunden wurde mit zwei Schlauchpumpen zudosiert. In dem Beregnungsversuch wurden vier Varianten in zehnfacher Wiederholung untersucht. Bei den Varianten handelte es sich um reine Feuerraumasche aus dem Biomasseheizkraftwerk Reit im Winkl. Ferner wurden Pellets aus 60% Rinde / 40% Asche, sowohl unbehandelt, als auch mit einer Oberflächenbehandlung mit Polyurethan bzw. Polyacryl untersucht. Die Rinden/Aschenmischungen wurden maschinell pelletiert. Die Oberflächenbehandlung hatte das Ziel, die Nährstofffreisetzung der Pellets weiter zu verzögern. Diese Methode wird auch in der Düngemittelindustrie bei den sog. Depotdüngern angewendet. Zur Oberflächenbehandlung wurden die Pellets kurz in unverdünnte Polyurethan- bzw. Polyacryldispersionen getaucht und anschließend luftgetrocknet. Der Beregnungsversuch dauerte 27 Tage. An jedem Tag erfolgte eine pH-Messung. Jeweils drei aufeinanderfolgende Beregnungstage wurden zu einer Mischprobe vereinigt und chemisch analysiert.

2.1.2. Ergebnisse

Nährelementgehalte der untersuchten Varianten

Die Rostasche hat hohe Gehalte an Ca, K, Mg und P während es durch den Verbrennungsprozess zu einem weitgehenden Verlust an Kohlenstoff und Stickstoff kommt. Die RIA-Varianten hatten aufgrund der Beimischung von Fichtenrinde deutlich höhere Gehalte an C und N, während die Gehalte der anderen Nährelemente entsprechend absanken (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Mittelwert (MW) und Standardabweichung (SD) der Nährelementgehalte der untersuchten Varianten (n=5).

	Element [mg g ⁻¹]					
	C _{org}		N		P	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
RIA 6/4	316,27	43,48	2,97	0,33	5,27	0,99
RIA Poly	303,43	30,44	3,27	0,52	5,00	0,48
RIA Polyacryl	275,86	32,75	2,80	0,43	4,41	0,62
Asche	14,21	0,52	0,09	0,02	9,27	0,14
	K		Ca		Mg	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	23,04	4,13	117,14	17,77	17,74
RIA Poly	22,71	2,29	112,41	9,58	17,7	1,85
RIA Polyacryl	20,15	2,58	101,69	11,66	15,72	1,76
Asche	42,93	0,96	296,81	7,28	45,19	1,30
	S		Fe		Mn	
	MW	SD	MW	SD	MW	SD
	RIA 6/4	1,14	0,09	7,22	1,32	3,37
RIA Poly	1,21	0,10	7,06	0,70	3,10	0,25
RIA Polyacryl	1,13	0,19	6,29	0,68	2,73	0,35
Asche	2,89	0,15	11,63	0,16	7,04	0,13

pH-Wert-Entwicklung

In Abbildung 1 ist der zeitliche Verlauf der pH-Wert-Entwicklung des Beregnungsversuches bei ständiger Befeuchtung dargestellt.

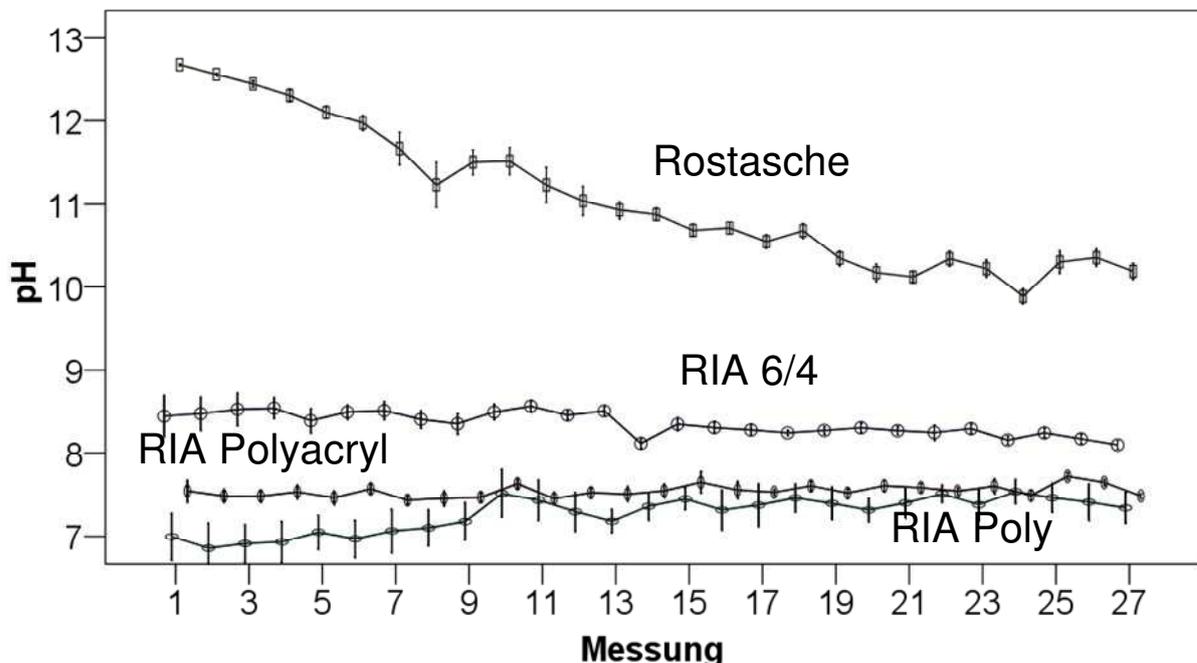


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes. Gezeigt sind die Mittelwerte aus zehn Wiederholungen jeder Variante. Die Fehlerbalken entsprechen dem 95% Konfidenzintervall.

Die Aschevariante zeigte mit einem Anfangs-pH von fast 13 die basischste Reaktion in dieser Versuchsreihe. Am Ende des Beregnungsversuches nach 27 Tagen lag der pH-Wert noch immer über pH 10. Durch die Herstellung von Rinden/Aschen-Presslingen konnte der pH-Wert um fast 4 pH-Einheiten gesenkt werden. Zu Beginn des Versuches lag der pH-Wert bei etwa pH 8,5 und näherte sich gegen Versuchsende pH 8 an. Mit einer Oberflächenbehandlung konnte der pH-Wert noch weiter gesenkt werden. Mit Polyurethanüberzug zeigten die Pellets einen Initialwert unter pH 7, der Initialwert der mit Polyacryl beschichteten Pellets lag bei pH 7,5. Die beiden Oberflächenbehandlungen unterschieden sich zunächst nur zu Beginn des Versuches. Mit zunehmender Dauer des Beregnungsversuches wiesen beide Varianten ähnliche pH-Werte auf.

Konzentrationsverläufe

Abbildung 2 zeigt die Unterschiede in der Kationenfreisetzung am Beispiel von Ca, Mg und K. Über die Dauer von 27 Tagen wurden bei jeder Wiederholung insgesamt neun Mischproben analysiert.

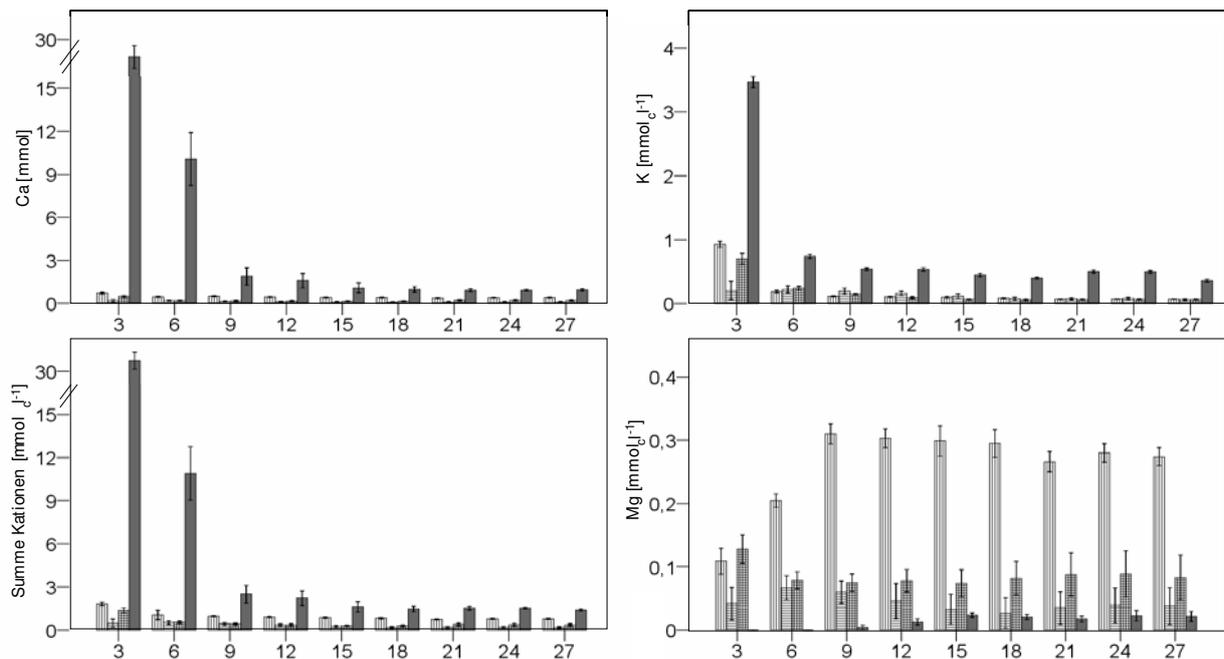


Abbildung 2: Darstellung der Löslichkeiten der verschiedenen Varianten (Balken von links nach rechts: RIA 6/4, RIA Poly, RIA Polyacryl, Asche) am Beispiel von Ca, Mg, K und der Summe der gelösten Kationen nach 3 - 27 Tagen Versuchsdauer. Die Fehlerbalken entsprechen dem 95% Konfidenzintervall.

Für Ca war die Freisetzung aus reiner Asche 40-mal höher als für die RIA-Variante ohne Oberflächenbehandlung, obwohl der Gehalt an Ca in der Asche nur dreimal so hoch ist. Durch die Oberflächenbehandlungen konnte die Löslichkeit zudem weiter gesenkt werden. Ähnliches zeigte sich auch bei K, wobei hier die Oberflächenbehandlung nur für den ersten Messtermin eine Reduktion der Löslichkeit bewirkte. Der Verlauf der Löslichkeitsraten von Mg war hingegen gegenläufig. Obwohl die Gehalte an Mg in der Asche im Vergleich zu den RIA-Varianten wesentlich höher waren (Tabelle 1). Erst nach 9 Tagen Beregnung konnte bei der reinen Aschenvariante Mg in der Lösung festgestellt werden. Rinden/Asche-Presslinge zeigten aufgrund des niedrigeren pH-Wertes eine deutlich höhere Freisetzung von Mg, welche durch die beiden Oberflächenbehandlungen ihrerseits wieder reduziert wurde. Hier war Polyurethan effektiver als Polyacryl. Die Summe der gelösten Kationen war ebenfalls

bei reiner Asche am höchsten. Konnte im Vorversuch mit manueller Pressung die Freisetzung der Kationen im Vergleich zur reinen Asche um ca. die Hälfte reduziert werden, so erreichte man durch die maschinelle Pressung der Pellets eine Senkung der Summe der gelösten Kationen am ersten Messtermin um bis zu 95%.

2.2 Beregnungsversuch der RIA-Pellets mit Austrocknungsintervallen

(siehe auch Ettl et al. Forstarchiv 81, 12-20 (2010))

2.2.1 Material und Methoden

Um detaillierte Aussagen über die Löslichkeit und Basizität der Varianten machen zu können, wurde ein zweiter Beregnungsversuch im Labor konzipiert und durchgeführt. Die 7 Varianten sind in Tabelle 2 aufgelistet. Es handelt sich zum einen um 4 verschiedene pelletierte Mischungen aus geschredderter Fichtenrinde bzw. kleingehäckselten Fichtenzweigen mit Nadeln (Reisig) und Asche. Ferner wurden reiner Kalk, reine Asche und eine Mischung aus beiden verwendet.

Tabelle 2: Varianten, die im Beregnungsversuch getestet wurden.

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Besonderheit
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
RIA Poly	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	PU-Beschichtung
RIA 4/6	Rinde, Feuerraumasche	40/60	gepresst	---
REIA 6/4	Reisig, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
Kalk	kohlensaurer Mg-Kalk	100	gemahlen	---
Kalk-Asche	kohlensaurer Mg-Kalk, Feuerraumasche	70/30	gemahlen, homogenisiert	---
Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	---

Jede Variante wurde in fünffacher Wiederholung untersucht. Beregnungsdauer und Beregnungsmenge (bidestilliertes Wasser) wurden nach Klimadaten der Klimastation Augsburg / Mühlhausen den natürlichen Verhältnissen angenähert. Die Beregnung erfolgte jeweils am 1. und 4. Tag einer Woche, wobei die Wassermenge pro Variante von täglich 15 ml in 3 Stunden über Schlauchpumpen zudosiert wurde. Das Auffanggefäß wurde nach jedem Beregnungsdurchgang gewechselt. Um eine

Verschleppung von Feinmaterial bei den Varianten Kalk, Kalk-Asche und Asche in das zu analysierende Wasser zu vermeiden, wurden diese auf ein Schwarzbandfilterpapier gegeben. Über eine Dauer von zwei Monaten wurden die Varianten untersucht. Die Einwaage an Probematerial pro Variante wurde dem Nährstoffentzug aus einem 100-jährigen Fichtenbestand bei vollständiger Derbholznutzung mit Rinde angepasst. Als Bezugselement wurde Ca gewählt. Nach jeder Beregnung wurde dem gesammelten Wasser ein Aliquot für die pH-Bestimmung mit einer Einstabglaselektrode der Firma Metrohm entnommen. Die Konzentrationen an Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na und Zn wurden am ICP-Atomemissionsspektrometer ermittelt. Chlorid (Cl^-), Nitrat (NO_3^-), Sulfat (SO_4^{2-}) und Phosphat (H_2PO_4^-) wurden am Ionenchromatograph Dionex DX-120 bestimmt. Im ersten Monat wurde jede Beregnungsprobe separat analysiert, im zweiten Monat ergaben zwei Beregnungstermine eine Mischprobe pro Wiederholung.

2.2.2 Ergebnisse

Nährelementgehalte der Varianten

Die Nährelementgehalte der untersuchten Varianten entsprechen wiederum den in Tabelle 1 angegebenen Werten. Die zusätzlich untersuchten Varianten Kalk und Kalk-Asche besaßen die höchsten Mg-Gehalte.

pH-Entwicklung

Im Beregnungsversuch zeigte die Aschevariante einen Anfangs-pH-Wert von fast 13 (Abbildung 3). Auch das Kalk/Asche-Gemisch erreichte in etwa dieses Niveau. Aufgrund der Acidität der Rinde konnte der hohe Ausgangs-pH-Wert der reinen Asche im Falle der RIA 6/4 um fast vier pH-Einheiten gesenkt werden. Durch die Oberflächenbehandlung mit Polyurethan gelang eine weitere Senkung. Trotz des geringeren Ascheanteils unterschied sich die Variante REIA 6/4 von der Variante RIA 4/6 nicht wesentlich. Zum Ende des Beregnungsversuches, nach zwei Monaten, hatten die Pellets RIA 4/6 mit einem gemittelten pH-Wert von 8,4 den niedrigsten pH-Wert. Die Variante RIA 6/4 wies mit pH 8,6 den höchsten Wert auf. Im zeitlichen Verlauf schwankten die pH-Werte des Kalkes nur geringen und hatten zum Ende des Beregnungsversuches einen pH-Wert von 8,02. Sie unterschied sich mit diesem Wert als einzige signifikant von den restlichen Varianten. Die deutlichste Veränderung in der pH-Entwicklung zeigten die Varianten Asche-Kalk und Asche. Von der ersten zur zweiten Messung sanken die stark basischen Initialwerte von fast 13 um drei pH-Einheiten.

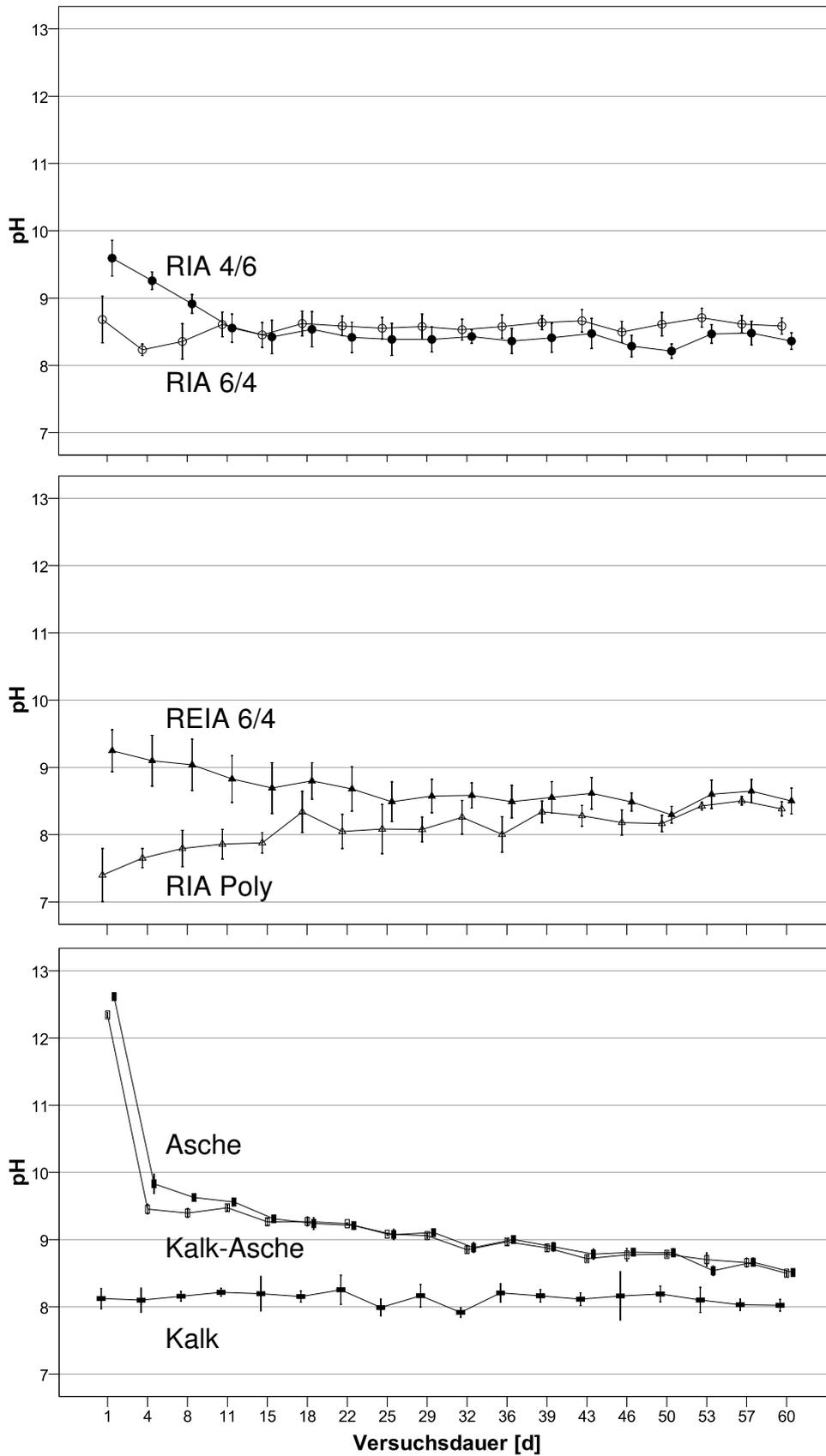


Abbildung 3: zeitliche Entwicklung des pH-Verlaufes, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

Konzentrationsverläufe

Die Abbildungen 4 bis 6 zeigen den zeitlichen Verlauf der Elementkonzentrationen von Calcium, Magnesium und Kalium im Beregnungseluat.

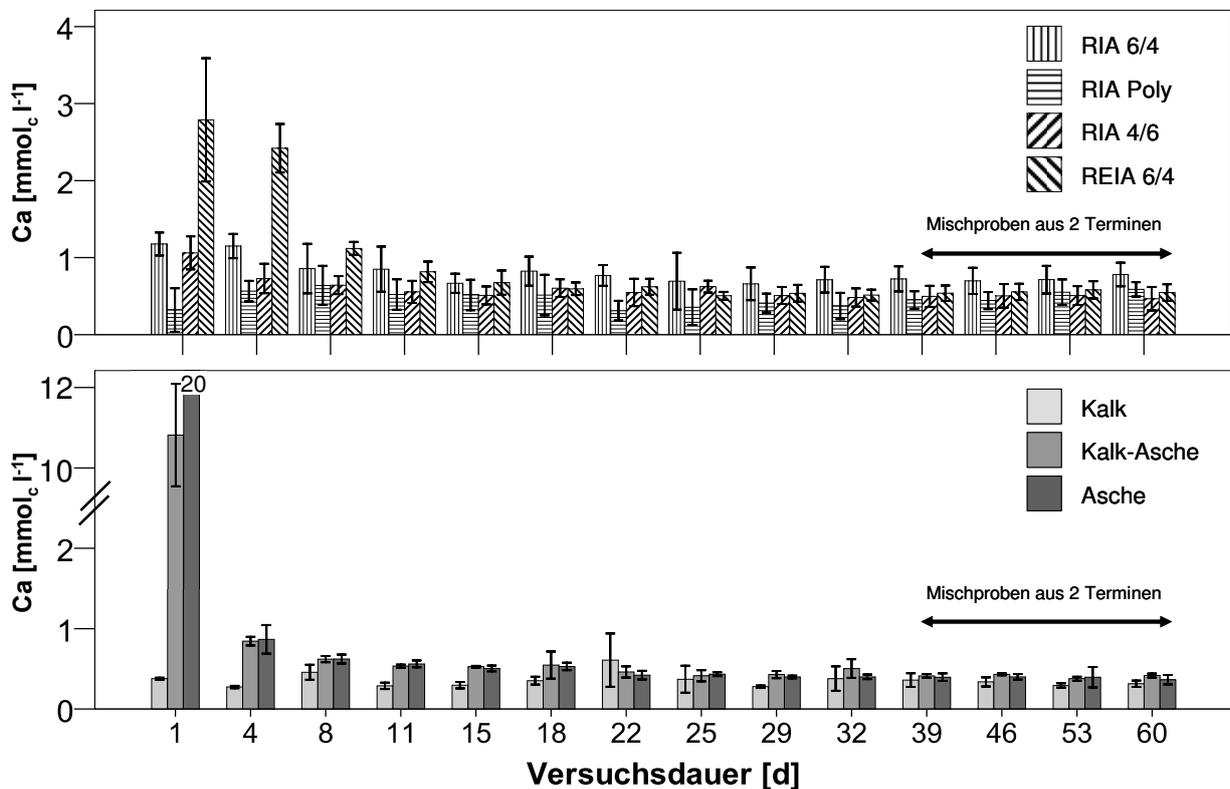


Abbildung 4: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Calcium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

Am ersten Tag lag die Konzentration an Ca bei der Aschevariante mit $20 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$, ungefähr doppelt so hoch wie bei der Kalk-Asche-Variante (Abbildung 4). Beide Varianten zeigten aber bereits bei den nächsten Probenahmen keine deutlich erhöhten Werte mehr. Die Variante REIA 6/4 wies mit ca. $2,5 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ die höchsten Konzentrationen aller Pelletvarianten auf. Die Pelletvarianten RIA 6/4 und RIA 4/6 zeigten mit etwas über $1 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$ deutlich niedrigere Konzentrationen. Durch die PU-Beschichtung konnte die Konzentration an Ca unter das Konzentrationsniveau des reinen Kalkes ($0,38 \text{ mmol}_c \text{ l}^{-1}$) gebracht werden.

Die Löslichkeit von Mg (Abb. 5) war nach der ersten Messung bei der Kalkvariante am höchsten und sank dann im Verlauf des Versuches ab. Aufgrund des stark basischen Anfangs-pH-Wertes der Kalk-Asche- und Aschevarianten und der hohen Konzentration an Ca war bei diesen beiden Varianten zum ersten Messtermin kein Mg nachweisbar.

Erst nach dem deutlichen Abfall des pH-Wertes (vgl. Abb. 3) und sinkenden Ca-Konzentrationen (Abb. 4) stiegen die Mg-Konzentrationen an. Bei den Varianten RIA 6/4, RIA 4/6 und REIA 6/4 stiegen die Konzentrationen von Mg bis etwa zum 29. Versuchstag, um dann im Weiteren mehr oder weniger konstant zu bleiben. Durch die Oberflächenbehandlung der Variante RIA Poly konnte über die gesamte Versuchsdauer die Mg-Löslichkeit im Vergleich zu RIA 6/4 gesenkt werden. Ähnlich wie bei Ca waren die Konzentrationsabnahmen für K bei den Kalk-Asche und Aschevariante nach den ersten beiden Messungen sehr deutlich (Abb. 6). Auch bei den unbehandelten Pelletvarianten trat an den ersten beiden Terminen eine erhöhte K-Konzentration auf. Durch die Oberflächenbehandlung konnte bei der Variante RIA Poly die anfängliche Konzentrationsspitze sogar gänzlich unterdrückt werden. Aufgrund des geringen K-Gehalt im Kalk waren die Konzentrationen sehr niedrig.

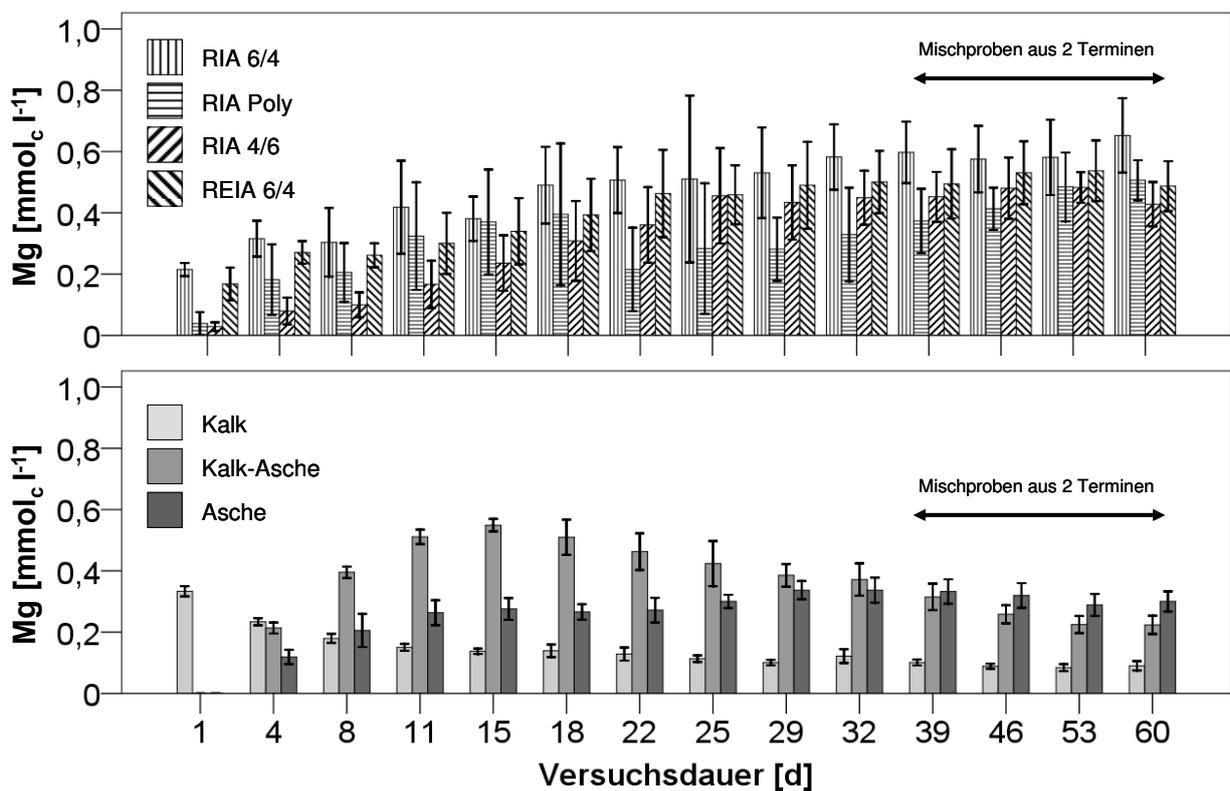


Abbildung 5: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Magnesium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

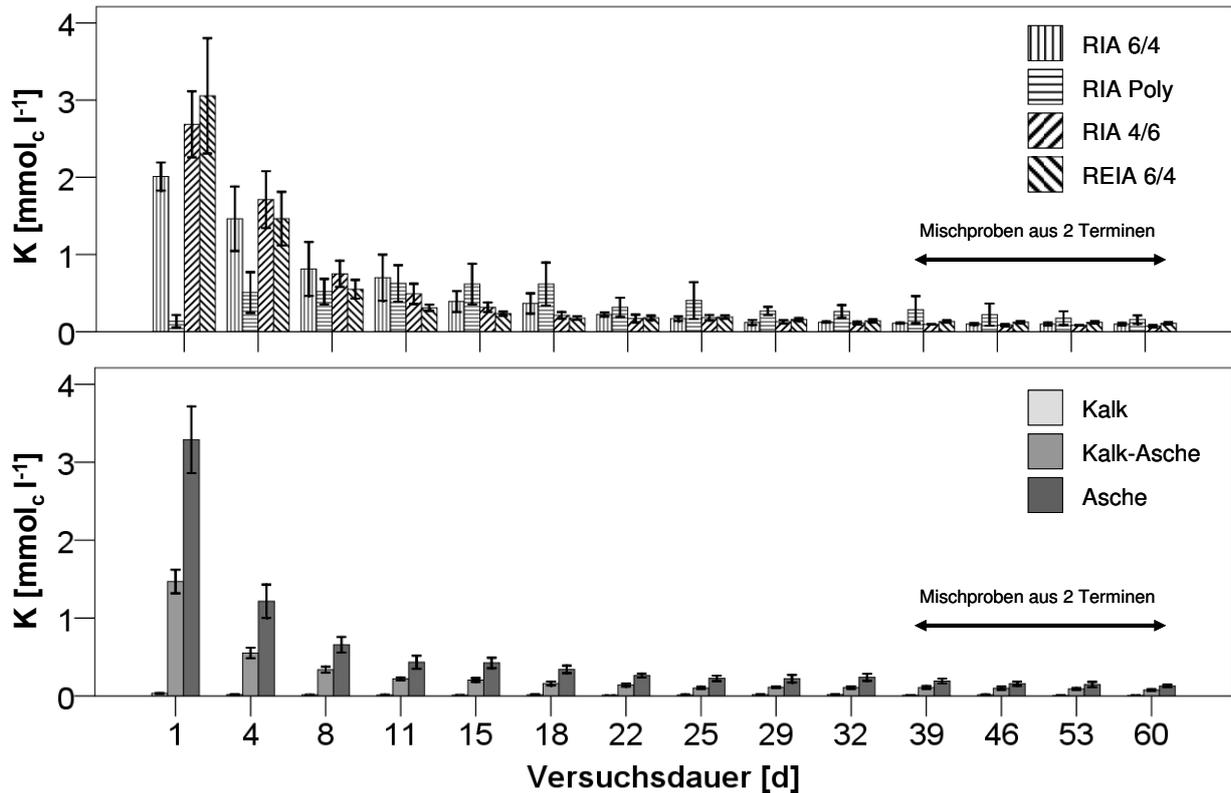


Abbildung 6: Übersicht des Konzentrationsverlaufes an Kalium, dargestellt als Mittelwert mit einfacher Standardabweichung

Berechnung der Frachtenprozent und -raten

Bei den Pelletvarianten waren für Ca die Frachtenprozent bei der Variante REIA 6/4 am höchsten. Trotz der hohen Gehalte an Ca lösten sich nur 1,64 % des Ca bei der Kalkvariante. Reine Asche zeigte mit 9,07 % die höchste prozentuale Ca-Freisetzung. Das geringste Frachtenprozent an gelösten Mg besaß die Kalkvariante. Alle Pelletvarianten hatten höhere Mg-Freisetzungsraten als kalk bzw. Kalk-Asche.

Bei der Kalkvariante sich zwar über 37 % des darin enthaltenen Kaliums, die freigesetzte Gesamtmenge war jedoch sehr gering. Die höchsten K-Frachtenprozente hatte die Variante Kalk-Asche. Die Frachtenprozente der Pelletvarianten lagen zwischen 18,51 (RIA Poly) und 26,44 (REIA 6/4). Sie waren damit signifikant geringer als die der Aschevarianten. Trotz der höchsten P-Gehalte war die Freisetzungsrates von $\text{PO}_4\text{-P}$ bei der Asche gering und zeigte keinen signifikanten Unterschied zu RIA Poly, RIA 4/6 und Kalk. Durch höhere Beimischung von organischer Substanz konnten die Frachtenprozente bei RIA 6/4 und REIA 6/4 erhöht werden. Trotz der anfänglichen

niedrigen Frachten bei der Kalk-Asche-Variante hatte diese Variante mit 7,71 % die höchsten Frachtenprozente.

Bei Mg zeigten alle Varianten mit Ausnahme von RIA Poly und Kalk ähnliche Mengen. RIA Poly und Kalk zeigten erneut die geringsten Freisetzungsmengen. Trotz deutlich höherer Mg-Gehalte (Tab. 3) im Kalk war hier die Freisetzungsmenge am geringsten.

Tabelle 3: Übersicht der berechneten kumulierten Frachtenprozente (kum%) und der gesamten freigesetzten Menge. Gleiche Buchstaben bedeuten keine signifikanten Unterschiede bei paarweisen Test mit Mann Whitney-U-Test ($p < 0,05$), hier nur berechnet für den ersten Messtag (schnelle Effekte), die Gesamtfracht (nach 60 Tagen) und die Gesamtmenge.

Variante	Element	Versuchsdauer [d]							Freigesetzte Gesamtmenge [mg g ⁻¹]
		1	4	8	15	22	29	60	
		Kumuliertes Frachtenprozent [kum%]							
	Ca								
RIA 6/4		0,38 ^b	0,75	1,02	1,49	1,98	2,34	4,41 ^c	5,24 ^{bc}
RIA Poly		0,11 ^a	0,29	0,50	0,84	1,11	1,35	2,78 ^b	3,11 ^a
RIA 4/6		0,35 ^b	0,59	0,79	1,15	1,52	1,87	3,32 ^b	6,42 ^{cd}
REIA 6/4		1,02 ^c	1,89	2,30	2,85	3,29	3,66	5,42 ^c	7,80 ^d
Kalk		0,10 ^a	0,17	0,29	0,44	0,68	0,85	1,64 ^a	3,93 ^{ab}
Kalk-Asche		2,62 ^d	2,84	2,99	3,25	3,50	3,72	4,69 ^c	11,98 ^e
Asche		6,55 ^e	6,83	7,02	7,36	7,66	7,92	9,07 ^d	26,91 ^f
	Mg								
RIA 6/4		0,28 ^d	0,68	1,06	2,05	3,27	4,40	11,22 ^e	2,01 ^c
RIA Poly		0,05 ^b	0,28	0,53	1,39	2,15	2,84	7,62 ^{cd}	1,35 ^b
RIA 4/6		0,04 ^b	0,15	0,28	0,83	1,71	2,87	8,41 ^{cd}	2,39 ^{cd}
REIA 6/4		0,24 ^d	0,61	0,96	1,88	3,05	4,34	10,57 ^{de}	2,42 ^{cd}
Kalk		0,11 ^c	0,18	0,24	0,32	0,41	0,47	0,74 ^a	0,89 ^a
Kalk-Asche		0 ^a	0,07	0,21	0,57	0,89	1,17	2,01 ^b	2,28 ^c
Asche		0 ^a	0,15	0,41	1,08	1,75	2,55	6,21 ^c	2,80 ^d
	K								
RIA 6/4		6,47 ^b	11,05	13,56	16,89	18,71	19,48	22,43 ^{ab}	5,18 ^c
RIA Poly		0,42 ^a	2,03	3,68	7,59	10,47	12,53	18,51 ^a	4,19 ^b
RIA 4/6		10,92 ^c	17,68	20,65	23,90	25,41	26,61	29,74 ^c	9,05 ^e
REIA 6/4		11,03 ^{cd}	16,20	18,13	20,12	21,36	22,57	26,44 ^{bc}	7,50 ^d
Kalk		5,42 ^b	8,14	10,20	13,77	17,63	22,20	37,21 ^{de}	0,30 ^a
Kalk-Asche		13,99 ^d	19,13	22,14	26,02	28,73	30,71	38,87 ^e	5,24 ^c
Asche		14,33 ^d	19,56	22,28	25,88	28,40	30,32	36,86 ^d	15,79 ^f
	PO₄-P								
RIA 6/4		0,30 ^c	0,76	1,09	1,53	1,84	2,01	2,87 ^b	0,15 ^c
RIA Poly		0 ^a	0,03	0,08	0,22	0,38	0,51	1,48 ^a	0,07 ^b
RIA 4/6		0,12 ^b	0,30	0,44	0,68	0,84	0,95	1,52 ^a	0,11 ^{bc}
REIA 6/4		0,32 ^c	0,89	1,28	1,74	2,02	2,28	3,62 ^b	0,24 ^{cd}
Kalk		0 ^a	0	0	0	0	0,80	0,80 ^a	0,002 ^a
Kalk-Asche		0 ^a	0,12	0,34	0,87	1,59	2,56	7,71 ^c	0,26 ^d
Asche		0,02 ^{ab}	0,04	0,09	0,19	0,36	0,58	1,80 ^a	0,17 ^c

2.2.3. Fazit

Die anfänglich hohen pH-Werte der reinen Asche und des Kalk/Aschegemisches sanken in diesem zweiten Beregnungsversuch rasch ab. Im Gegensatz dazu blieb der pH-Wert bei täglicher Beregnung und deshalb ständiger Durchfeuchtung der Asche über mehr als 3 Wochen bei über 10 (Versuch 1). Die Absenkung des pH-Wertes ist auf die Carbonatisierung von Calcium zurückzuführen. Durch den Wechsel aus Beregnung und Austrocknung kann Asche offensichtlich besser carbonatisieren als bei ständiger Durchfeuchtung. Die Carbonatisierung erfolgt, indem zunächst aus Calciumoxid und Wasser Calciumhydroxid (Ca(OH)_2) gebildet wird, welches anschließend mit Kohlendioxid zu schwerlöslichem Calciumcarbonat reagiert. Im Hinblick auf eine nachhaltige Waldernährung und möglichst geringe Austräge mit dem Sickerwasser ist eine langsame Freisetzung der zugeführten Nährstoffe anzustreben. Es zeigten sich hohe Löslichkeiten an Ca und K in der reinen Asche. Erst die Bildung von schwer löslichen Calciumhydroxid bzw. Calciumcarbonat reduziert die hohen Anfangsfreisetzungsraten. Die zu Beginn der Untersuchung hohen Freisetzungsraten von K lassen sich darauf zurückführen, dass K in der Asche als Salz vorliegt, welches in Wasser sehr gut löslich ist. Die Aschevariante wies geringe Freisetzungsraten an Mg trotz deutlich höherer Mg-Gehalte im Vergleich zu den Pelletvarianten auf. Erst nach dem Abfall des pH-Wertes konnte hier Magnesium in der Lösung nachgewiesen werden. Dieses Verhalten zeigte auch die Kalk/Asche-Variante. Trotz der höchsten Mg-Gehalte in dieser Versuchsreihe war die Freisetzungsraten bei reinem Dolomit sehr gering. Bei Ascherückführungen (reine Asche oder Kalk/Asche-Gemische) sind aufgrund ihres sehr hohen pH-Wertes Risiken zu erwarten, die wahrscheinlich deutlich größer sind als diejenigen einer praxisüblichen Kalkung. Bei den vorgestellten Organo-Asche-Presslingen sollten die Risiken in etwa denjenigen einer Kalkung entsprechen. Im Hinblick auf ein ausgewogenes Nährelementangebot sollte die Ascherückführung jedoch einer Kalkung überlegen sein, da neben Ca und Mg auch die wichtigen Nährelemente K und P sowie Spurenelemente ausgebracht werden.

Neben den ernährungskundlichen Vorteilen ergeben sich weitere Vorteile bei der maschinellen Ausbringung. So muss bei der Ausbringung von Holzasche und Kalk bzw. Kalk-Asche mit Staubentwicklung und aufgrund von Verunreinigungen (z.B. Sand- und Steinbeimengung) mit erheblichem Geräteverschleiß gerechnet werden. Diese Nachteile werden durch die Pelletierung mit anschließender Absiebung des Feinmaterials minimiert.

3. Freilandversuche in Wäldern (Flossenbürg, Landshut)

3.1 Geologie und Lage der Versuchsflächen

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden zwei forstliche Standorte untersucht. Die Abbildung 7 zeigt die räumliche Lage der forstlichen Versuchsflächen.

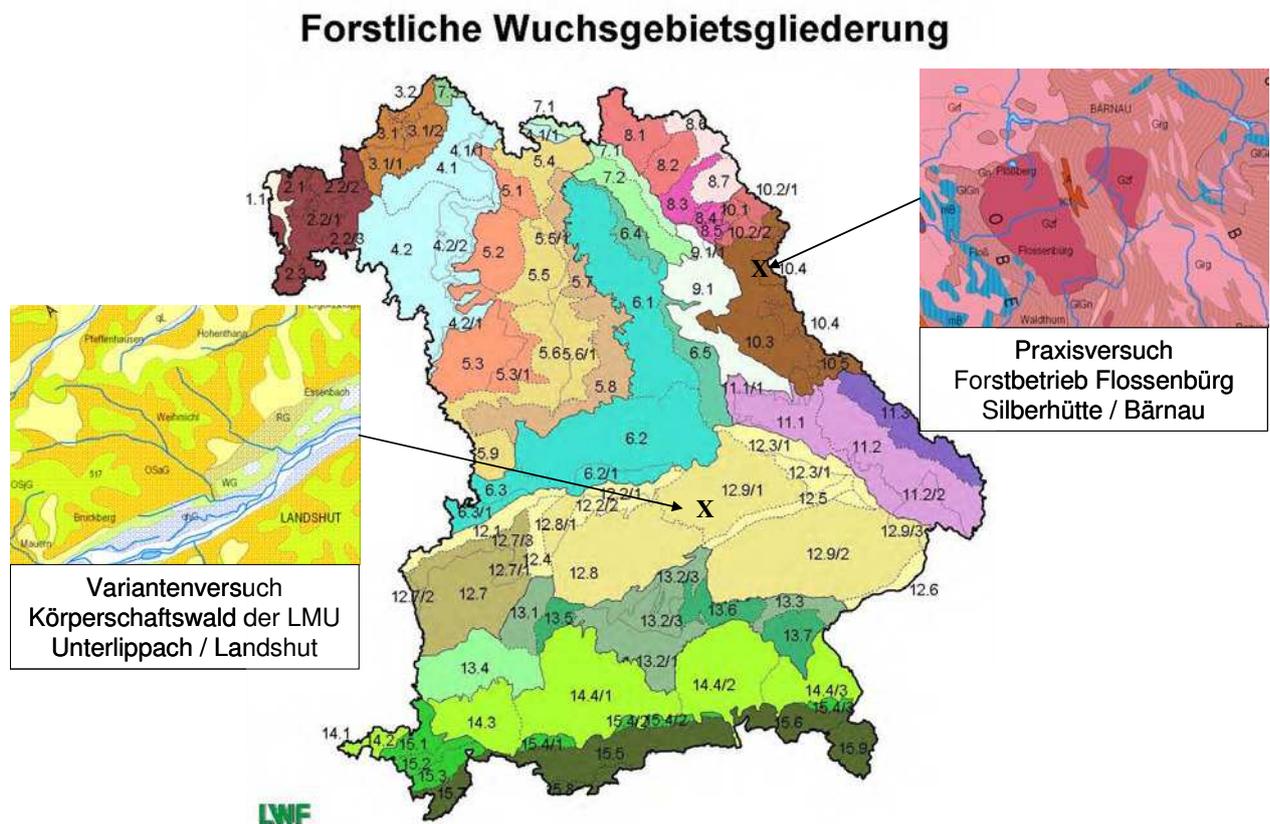


Abbildung 7: Lage der forstlichen Versuchsflächen (OSaG: Obere Süßwassermolasse, älter Teil; OSjG: Obere Süßwassermolasse, jüngerer Teil; Gzf: Zweigliedergranit, fein- bis mittelkörnig, z.T. porphyrisch; Gn: Gneis ungegliedert)

Landshut:

Bei diesem Variantenversuch wurden eine nährstoffreiche sowie eine nährstoffarme Teilfläche untersucht. Diese Flächen befinden sich im Wuchsbezirk 12.9 „Niederbayerisches Tertiärhügelland“ im Bereich der oberen Süßwassermolasse. Das Ausgangsgestein für die Bodenbildung sind tertiäre Sedimente, Löss und Flugsande. Typisch für das tertiäre Hügelland ist, dass reiche und arme Standorte in unmittelbarer Nähe anzutreffen sind. Dominierende Bodenart auf der Fläche im Unterharthal („reiche Fläche“) ist frischer Schluff, der mit 65-jähriger Fichte bestockt ist. Bei der nährstoffarmen Versuchsfläche handelte es sich um einen ca. 110-jährigen Kiefern-Fichten-Bestand. Im Gegensatz zur reichen Fläche war die vorherrschende Bodenart mäßig frischer lehmiger Sand.

Flossenbürg:

Die Versuchsfläche des Praxisversuches liegt nordöstlich der Stadt Flossenbürg auf ca. 800 m ü. N.N.. Die Versuchsfläche liegt im Wuchsbezirk 10.4 „Innerer Oberpfälzer Wald“. Bei den Versuchsflächen, bestehend aus vier Teilflächen, handelt es sich jeweils um einen meist geschlossenen 60-80 Jahre Fichtenbestand. Der Schwerpunkt der Brusthöhendurchmesserverteilung liegt zwischen 20 und 36 cm.

Der durchschnittliche Niederschlag liegt bei 900 mm, wobei hier die knapp die Hälfte als Schnee fällt. Mit 5 – 6 °C Jahresdurchschnittstemperatur liegt Flossenbürg deutlich unter dem bayerischen Durchschnitt mit 8,5 °C. Als Ausgangsgestein für die Bodenbildung findet man Gneis. Hieraus resultiert ein Braunerde-Podsol mittlerer Entwicklungstiefe. Die Böden weisen geringe Gehalte an Ca und Mg auf. Als Humusform findet man häufig einen mächtigen rohhumusartige Moder vor, der stellenweise schon in Rohhumus übergeht.

3.2 Material und Methoden

3.2.1 Versuchsdesign

Landshut:

Wie in 3.1.1 beschrieben, wurden im Universitätswald zwei Versuchsflächen installiert, um die Auswirkungen der Ausbringungsvarianten auf einem gut und schlecht nährstoffversorgten Boden untersuchen zu können. Bei den Varianten handelte es sich um 4 pelletierte Varianten, eine Kalk- und eine Aschevariante, sowie eine Mischung aus beiden (Tabelle 4). Bei der Asche handelte es sich wiederum eine Feuerraumasche des Biomasseheizkraftwerkes Reit im Winkl. Aufgrund der Trockenheit im Jahr 2007 und der daraus resultierenden Schwierigkeiten bei der Sickerwassergewinnung musste die eigentlich für dieses Jahr geplante Ausbringung in das Jahr 2008 verschoben werden. Hierdurch ergab sich jedoch die Möglichkeit die bereits vorgestellten Laborversuche zu intensivieren.

Tabelle 4: Varianten, die im Variantenversuch ausgebracht wurden (*: diese Pellets wurden von Firma Kahl in Hamburg produziert (s. 2.3.1.1) und im Labor mit einer Oberflächenbehandlung versehen; **: diese Variante wurde von der Firma DüKa bereitgestellt; die restlichen gepressten Varianten produzierte im Firma Dettendorfer Wertstoff).

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Besonderheit
0-Variante	---	---	---	---
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
RIA Poly*	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	PU-Beschichtung
RIA 4/6	Rinde, Feuerraumasche	40/60	gepresst	---
REIA 6/4	Reisig, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---
Kalk**	kohlensaurer Mg-Kalk	100	gemahlen	---
Kalk-Asche	kohlensaurer Mg-Kalk, Feuerraumasche	70/30	gemahlen, homogenisiert	---
Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	---

Auf den beiden Versuchsflächen wurden jeweils die 8 Varianten in fünffacher Wiederholung randomisiert ausgebracht. Die Ausbringung erfolgte händisch. Auf jeder Versuchsparzelle wurden eine Saugkerze (40 cm Bodentiefe; SPE20-50/5, PE/Nylon-Saugkerze, -800 hPa) und 4 Mikroaugwurzeln (in den Humus eingebaut; Rhizon Bodenfeuchte-Probennehmer, Typ SMS, -800 hPa) installiert.

Um Auswirkungen der Varianten auf Bodelebewesen untersuchen zu können, wurde auf jeder der 80 Probeflächen ein Fangbecher nach Barber ebenerdig in den Boden eingegraben und zum Schutze vor fallendem Laub, wuchernden Pflanzen und vor allem Regen, mit einem Dach aus durchsichtigem Plexiglas versehen (Abbildung 8). Eine Woche vor einem Probenahmetermin wurden diese mit 25 ml fünfprozentiger Essigsäure gefüllt und geöffnet. Während dieser Fangzeit fielen Bodenlebewesen (während einer Aktivitätsphase) zufällig in die Becher und wurden damit zugleich konserviert. Diese Methode wurde in Anlehnung an das Artenhandbuch der Landesanstalt für Wald und Forsten (LWF) ausgewählt.

Tabelle gibt eine Übersicht der Beprobungstermine.



Abbildung 8: Barberfalle mit Deckel unter Plexiglasdach

Tabelle 5: Beprobungstermine und Ausbringung der Varianten

Beprobungstermin	Datum
1	14.05.2008
Ausbringung der Varianten	11.06.2008
2	19.06.2008
3	03.07.2008
4	17.07.2008
5	31.07.2008
6	03.09.2008
7	01.10.2008

Die erste Beprobung am 14. Mai erfolgte bereits vor der Ausbringung der Varianten um einen Vergleich zwischen dem unbehandelten und dem ab dem 11. Juni präparierten Boden zu haben. Ab dem 19. Juni folgten Probenahmen zunächst alle zwei Wochen um den kurzfristigen Effekt der sieben verschiedenen Varianten zu erforschen. Anschließend wurde im vier Wochen Turnus beprobt, um den längerfristigen Effekt zu untersuchen und um eine Reduktion der Fangzahlen durch den kurzen Beprobungsturnus wie zu Beginn zu vermeiden.

Flossenbürg:

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Besonderheit
0-Variante	---	---	---	---
RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	gepresst	---

Tabelle 6: Varianten, die in Flossenbürg untersucht wurden.

Die Versuchsfläche in Flossenbürg bestand aus vier Teilflächen, von denen jeweils zwei behandelt (Variante RIA 6/4) bzw. unbehandelt blieben (Tabelle 6).

Die Ausbringungsmenge war äquivalent einer Kalkung mit 3 t ha^{-1} . Jede Fläche war $39 \times 28 \text{ m}$ groß und war untergliedert in einen Kern- und Randbereich. Im Kernbereich, in dem die Sickerwasser- und Bodenuntersuchen stattfanden, wurden 5 Saugkerzen (Keramiksaugkerzen SK 20, -600 hPa) und 5 Humusgravitationslysimeter eingebaut. Der Randbereich dient als Bereich, in dem für spätere Untersuchungen auf die Auswirkungen der Ausbringung auf die Biomasse, Bäume ohne größere Gefahr für die Messgeräte gefällt und beprobt werden können. Auf zwei Versuchsflächen standen jeweils fünf Niederschlagsfänger. Ebenfalls wurde eine Freifläche mit zwei Niederschlagsfängern und einem Logger für stündliche Messung der Temperatur und Luftfeuchte aufgebaut. Im Bestand wurde ebenfalls ein Logger installiert.

3.3 Ergebnisse

3.3.1. Landshut

Ausbringungsmengen der Varianten

Die Ausbringungsmenge wurde einer Waldkalkung mit 3 t ha^{-1} angeglichen. Als Bezugselement wurde Ca gewählt. Dementsprechend stiegen die Ausbringungsmengen pro Variante mit abnehmenden Ca-Gehalten (Tabelle 7). Einer der auffälligsten Anfangseffekte nach Ausbringung der verschiedenen Varianten war die Schädigung der Moosschicht nach Ascheapplikation. Die Moosschicht erholte sich allerdings in den nächsten Monaten wieder.

Tabelle 7: Äquivalente Bedarfsmengen zu einer Waldkalkung mit 3 t ha⁻¹, berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und den entsprechenden Einträgen pro Hektar.

Bedarfsmenge bei Annahme einer Kalkung mit 3 t ha ⁻¹		
	(I) [t ha ⁻¹]	(II) [kg Versuchsfläche ⁻¹]
0-Variante	---	---
RIA 6/4	5,65	3,53
RIA Poly	6,26	2,76
RIA 4/6	3,12	1,95
REIA 6/4	4,45	2,78
Kalk	3	1,88
Kalk-Asche	2,25	1,41
Asche	1,55	0,97

Eintrag [kg ha ⁻¹]			
	C _{org}	N	P
0-Variante	---	---	---
RIA 6/4	---	---	---
RIA Poly	---	---	---
RIA 4/6	---	---	---
REIA 6/4	---	---	---
Kalk	---	---	---
Kalk-Asche	---	---	---
Asche	---	---	---
0-Variante	---	---	---

	K	Ca	Mg
0-Variante	---	---	---
RIA 6/4	82,65	704,13	101,24
RIA Poly	142,27	704,13	110,90
RIA 4/6	69,55	704,13	90,81
REIA 6/4	75,68	704,13	92,96
Kalk	2,39	704,13	361,70
Kalk-Asche	17,88	704,13	228,86
Asche	65,31	704,13	79,19

	S	Fe	Al
0-Variante	---	---	---
RIA 6/4	---	37,55	31,25
RIA Poly	---	44,20	25,46
RIA 4/6	---	34,02	24,85
REIA 6/4	---	29,32	27,96
Kalk*	---	8,15	8,28
Kalk-Asche	---	8,70	7,48
Asche	---	18,92	22,44

	Cu	Mn	Zn
0-Variante	---	---	---
RIA 6/4	0,15	18,61	---
RIA Poly*	0,24	19,44	---
RIA 4/6	0,18	16,12	---
REIA 6/4	0,27	16,90	---
Kalk*	---	0,34	---
Kalk-Asche	0,04	4,85	---
Asche	0,17	15,56	---

Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen Landshut

In Abbildung 9 -16 sind die Sickerwasserkonzentrationen der verschiedenen Ionen und Elemente für Landshut vor und nach der Ausbringung dargestellt. In der Regel weist die nährstoffreiche Fläche vor der Behandlung höhere Konzentrationen an Calcium und Magnesium (Humus und Mineralboden) als die nährstoffarme Fläche auf. Für Mangan finden sich höhere Konzentrationen auf der reichen Fläche im Humus, aber geringere im Mineralboden, während die Sulfatwerte im Mineralboden der reicheren Fläche höher sind. Die Kaliumkonzentration ist dagegen auf der armen Fläche im Mineralboden höher. Auf allen Untersuchungsflächen findet sich Nitrat in unterschiedlichen Konzentrationen. Teilweise wird bereits vor der Behandlung der Trinkwassergrenzwert für Nitrat (50 mg/l) überschritten, besonders auf der reichen Fläche. Auffällig ist in diesem Zusammenhang, dass die Kalkvariante auf der reichen Fläche bereits vor der Ausbringung auffallend hohe Nitratwerte zeigte, was auf eine hohe räumliche Heterogenität der biologischen Aktivität und des Stoffhaushaltes hindeutet.

Nach der Ausbringung der Versuchsvarianten zeigte sich auf der reichen Fläche ein deutlicher Anstieg des pH-Wertes in den Mikroaugwurzeln der Aschevariante. Auf der armen Fläche fällt in diesem Zusammenhang vor allem die Kalk/Asche-Variante auf. Im Mineralboden waren keine Effekte auf den pH-Wert zu beobachten, vielmehr bewegten sich dort die Schwankungen der Werte in gleicher Größenordnung wie vor der Ausbringung. Für das Element Calcium ergibt sich nach der Ausbringung in den Mikroaugwurzeln der reichen Fläche eine Konzentrationserhöhung. Da jedoch auch die Kontrollfläche diese Erhöhung zeigt muss dies als flächenspezifischer und damit nicht als behandlungsbedingter Effekt interpretiert werden. Für Magnesium zeigt sich in den Mikroaugwurzeln der reichen und der armen Fläche eine stetig ansteigende Konzentration für die Kalkvariante. Für die anderen Varianten und die Konzentrationen in den Saugkerzen sind keine eindeutigen Trends erkennbar. In den Laborversuchen war Kalium das Element, welches sowohl bei den Pelletvarianten als auch bei Kalk/Asche und Asche am schnellsten und in größtem Umfang mobilisiert wurde. Dies zeigt sich auch im Variantenversuch im Landshuter Universitätswald, wo die Mikroaugwurzeln beider Flächen und die Saugkerzen der armen Fläche einen entsprechenden Zeittrend dokumentieren. Obwohl die Kalk/Asche- und die Aschevariante in der Humusaufgabe diesem Trend nicht folgten, schneiden sie im Mineralboden nicht deutlich besser ab, was darauf hindeutet, dass auch diese Varianten im tieferen Boden Kalium mobilisieren konnten. An sonstigen Effekten, welche über das zeitliche und räumliche Rauschen der beiden Flächen hinausgehen wären noch folgende zu nennen: eine erhöhte Nitratkonzentration in den Saugkerzen der Aschevariante auf der armen Fläche und auffallend niedrige Sulfatwerte kurz nach der Ausbringung im Sickerwasser beider Flächen.

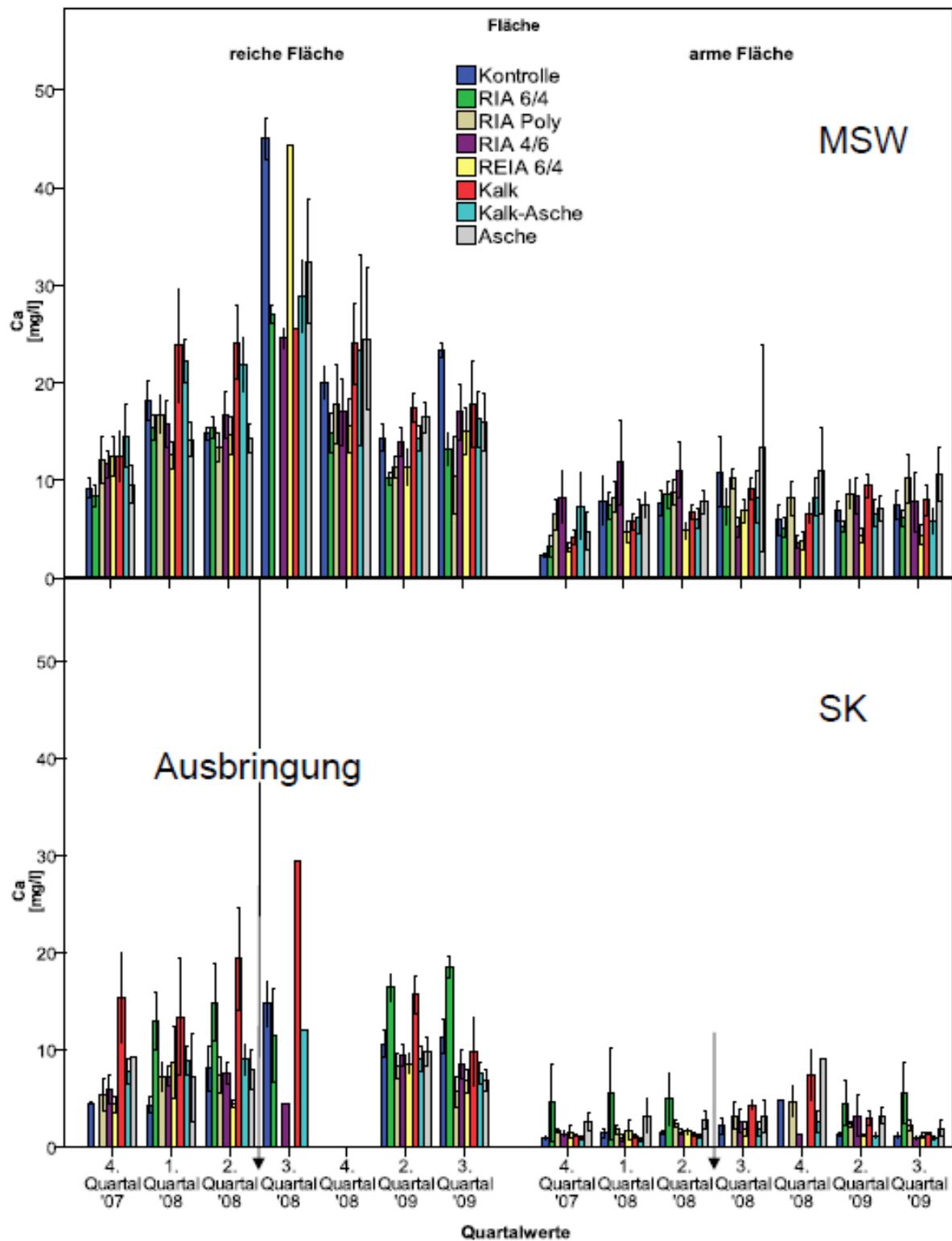


Abbildung 9: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (Calcium) in der Humusauflage (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

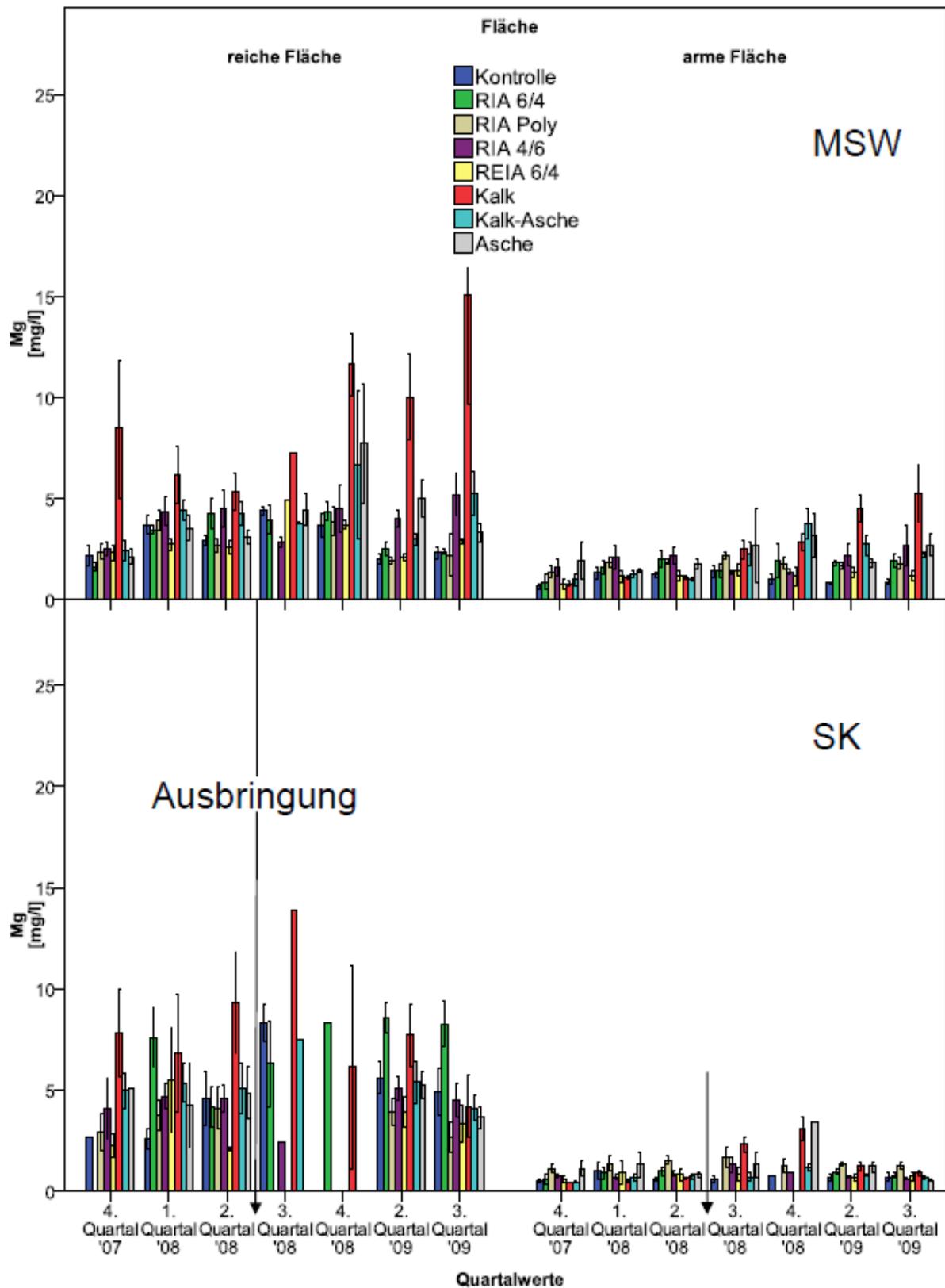


Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (Magnesium) in der Humusauflage (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

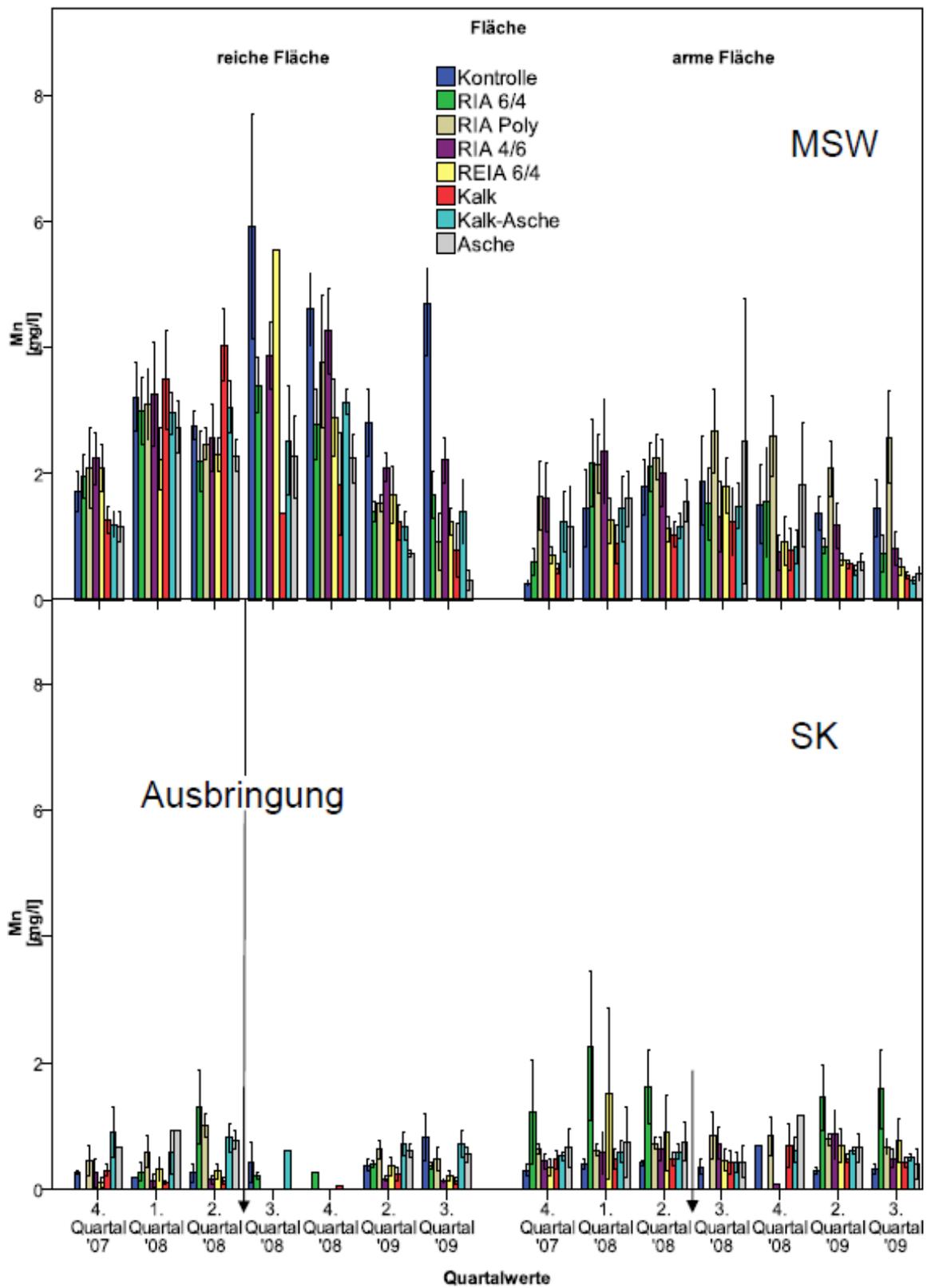


Abbildung 11: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (Mangan) in der Humusaufgabe (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

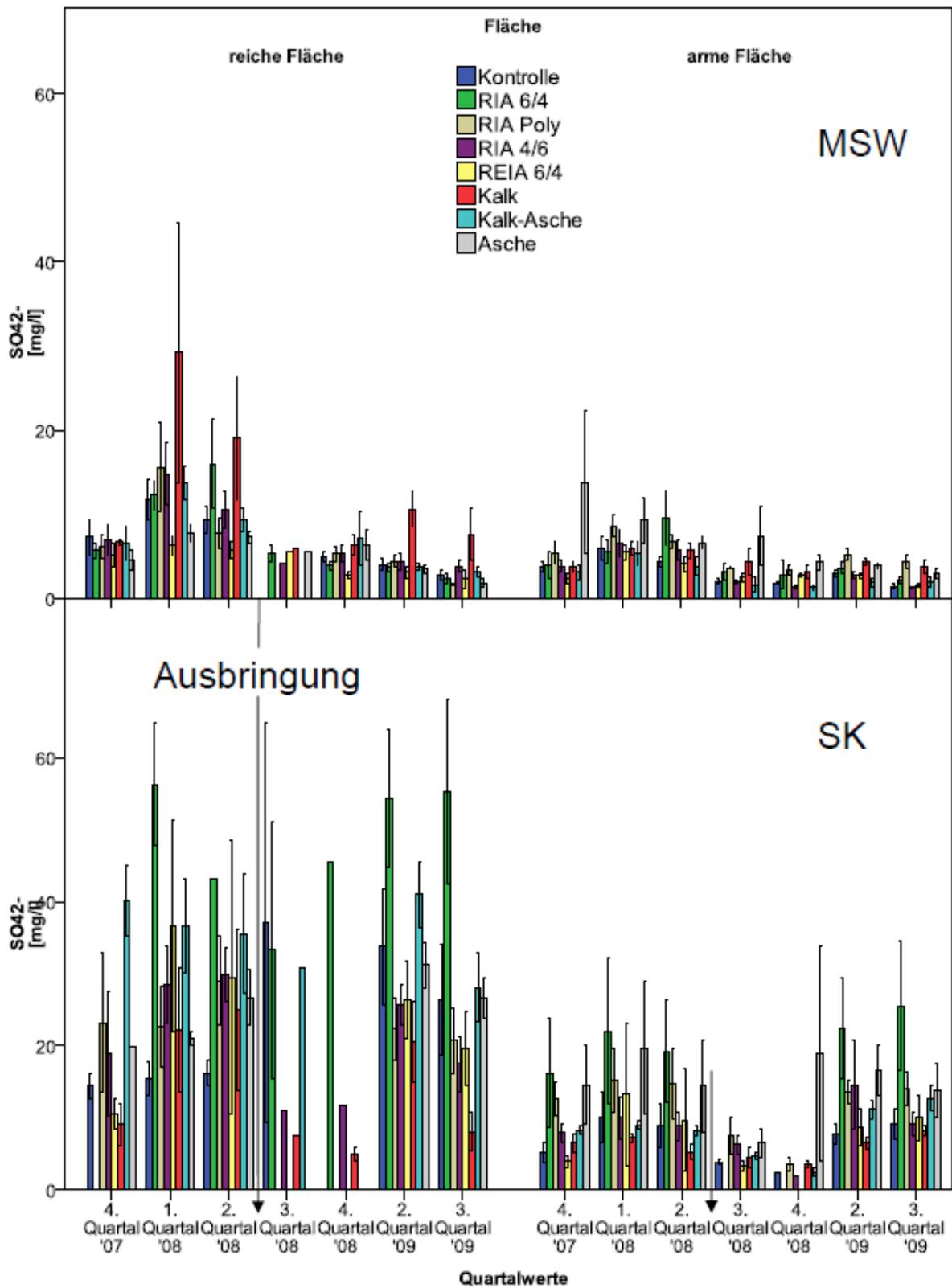


Abbildung 12: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (Sulfat) in der Humusauflage (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

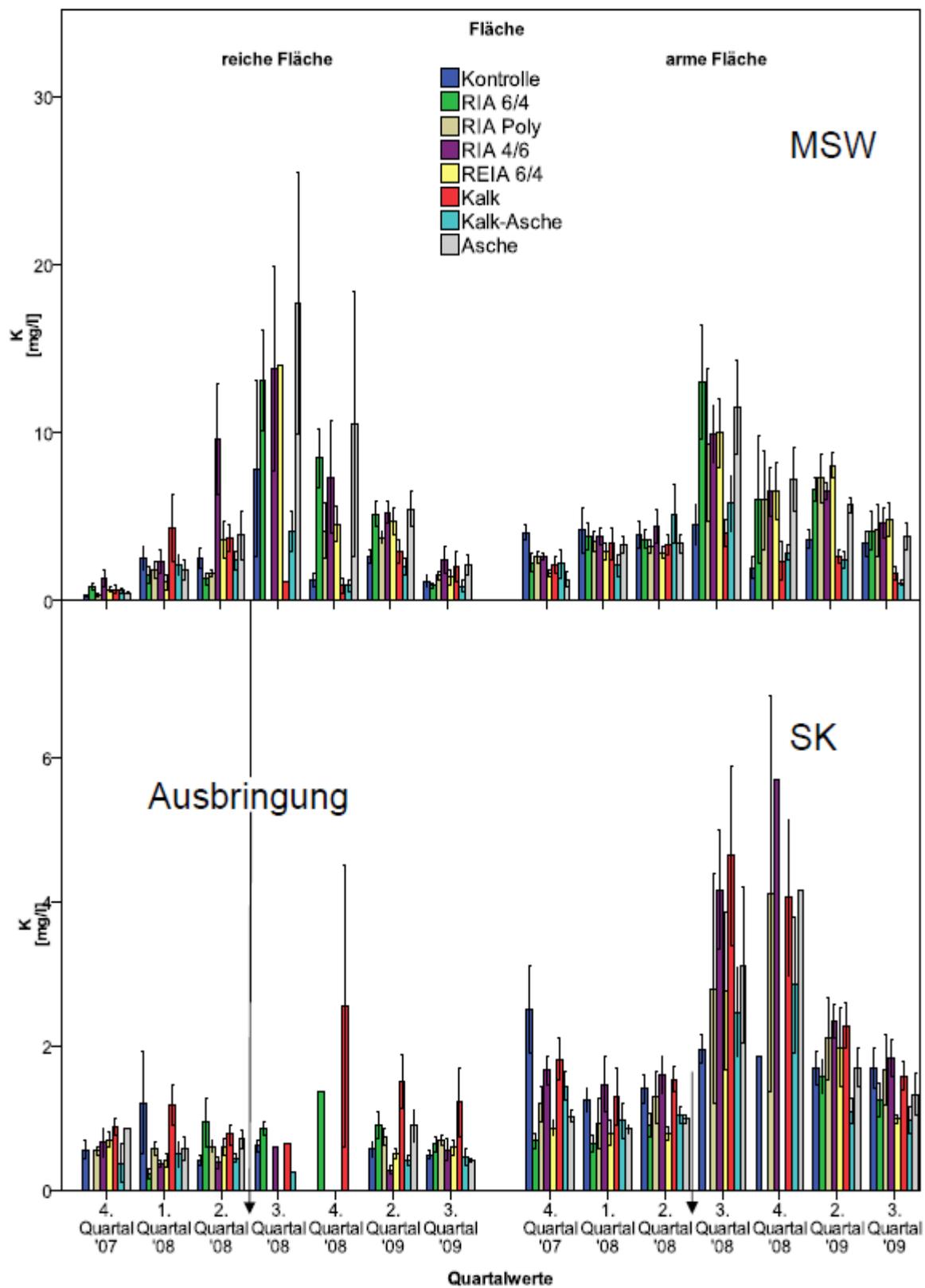


Abbildung 13: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (Kalium) in der Humusauflage (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

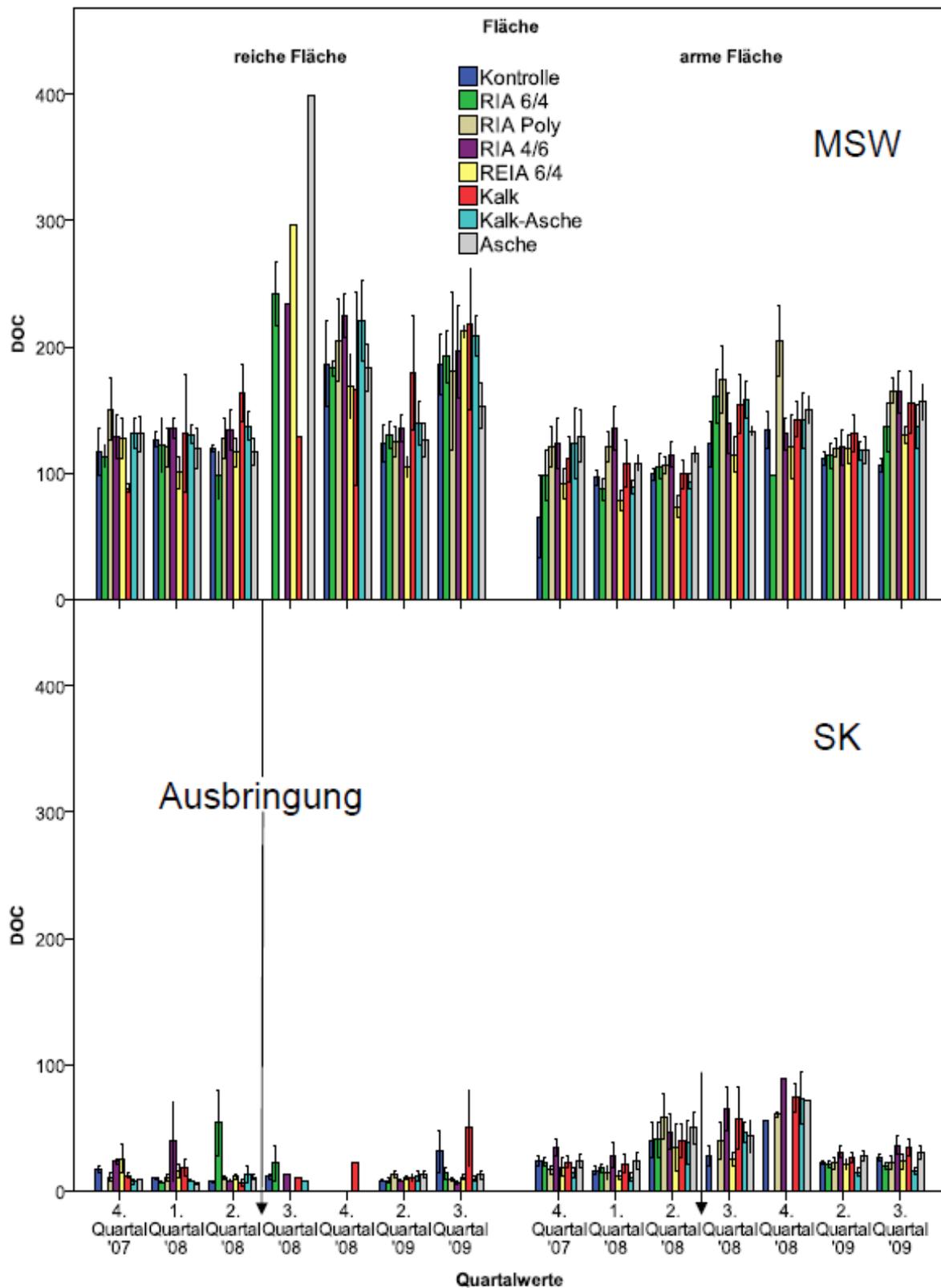


Abbildung 14: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (gelöster organischer Kohlenstoff, DOC) in der Humusaufgabe (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

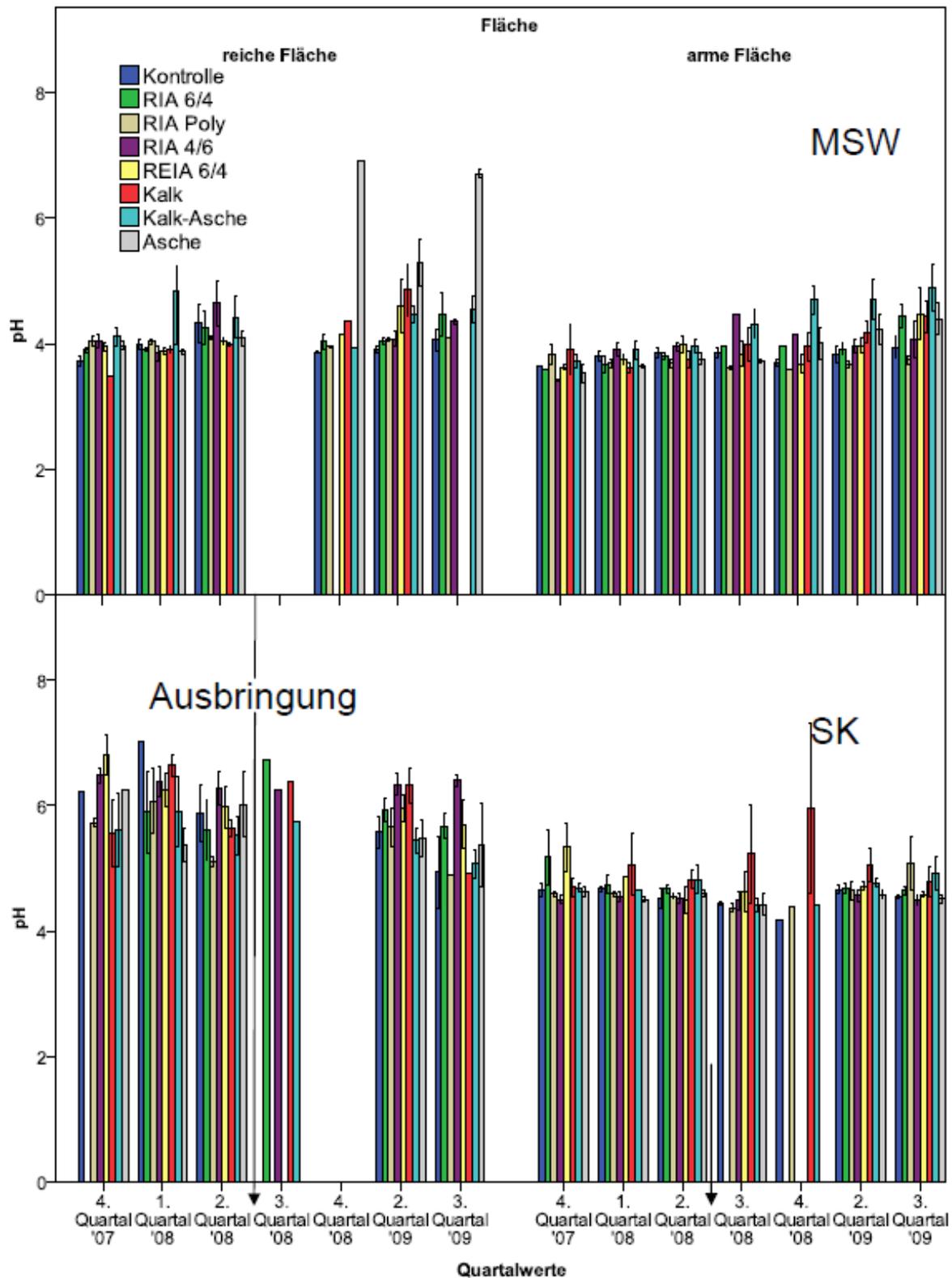


Abbildung 15: Zeitlicher Verlauf der pH Werte im Sickerwasser in der Humusauflage (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

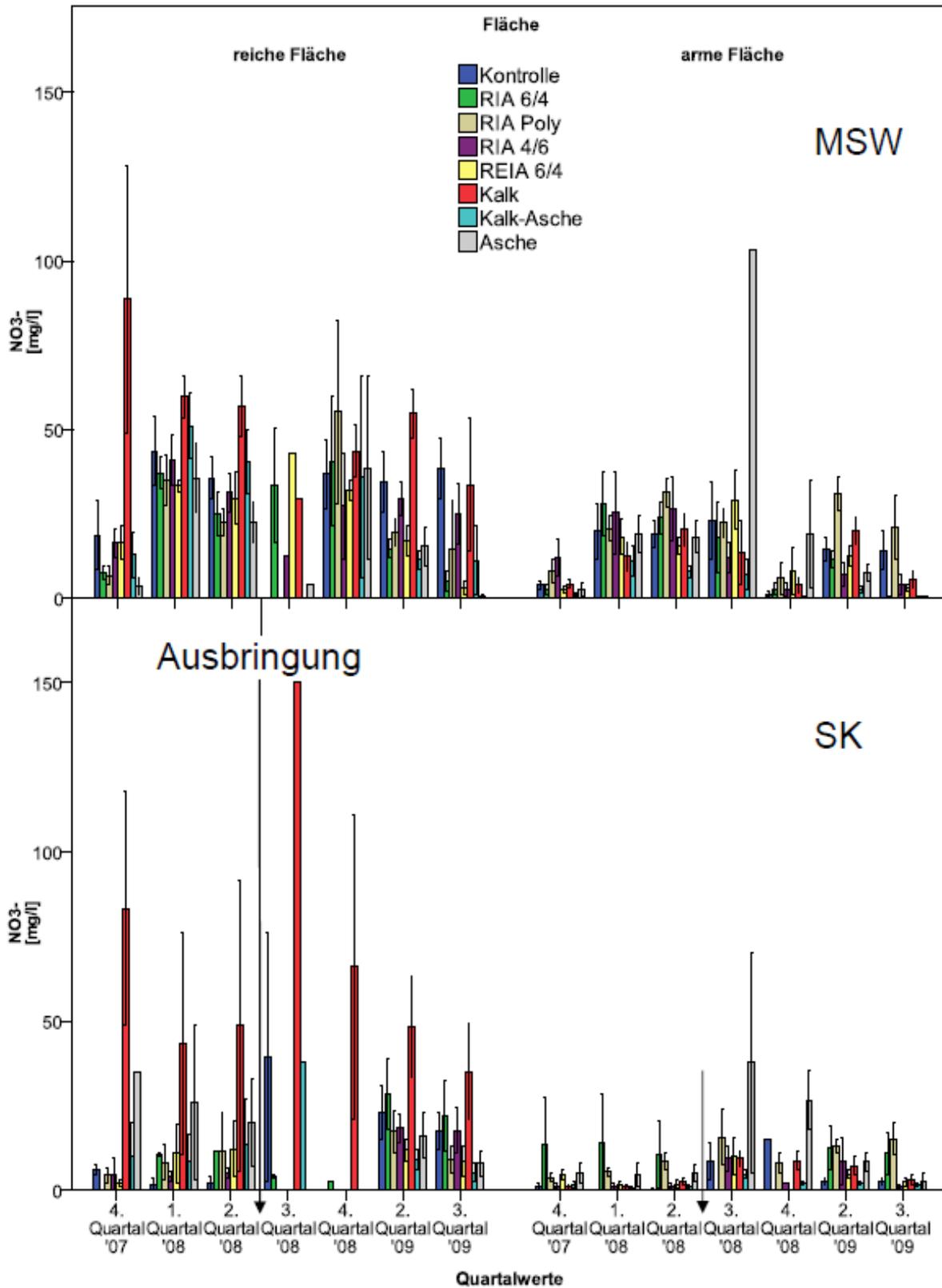


Abbildung 16: Zeitlicher Verlauf der Sickerwasserkonzentration (Nitrat) in der Humusauflage (Beprobung durch Minisaugwurzeln, MSW) und in 40 cm Tiefe (Beprobung mit Saugkerzen, SK)

Ergebnisse der Bodenuntersuchungen auf nährstoffarmen Flächen in Landshut

Abbildung 17 und Abbildung 18 stellen den Einfluss von Asche und RIA 6/4 auf das Tiefenprofil der austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K) auf der nährstoffarmen Fläche dar. Hierbei zeigt sich erwartungsgemäß, dass sich kurz nach der Ausbringung die Effekte auf die Humusaufgabe und den oberen Mineralboden (0-5cm) beschränken. Die Ausgangssituation der beiden Teilflächen war vor der Ausbringung sehr gut vergleichbar. Nach Ausbringung von Asche und RIA 6/4 stiegen die austauschbaren Ca-Gehalt in gleicher Größenordnung an, wogegen bei Mg und K der austauschbare Gehalt bei der RIA 6/4-Variante etwas stärker anstieg als bei der reinen Asche. Dies könnte als Hinweis auf eine veränderte Qualität der Austauscherplätze in Abhängigkeit der Versuchsvarianten sein.

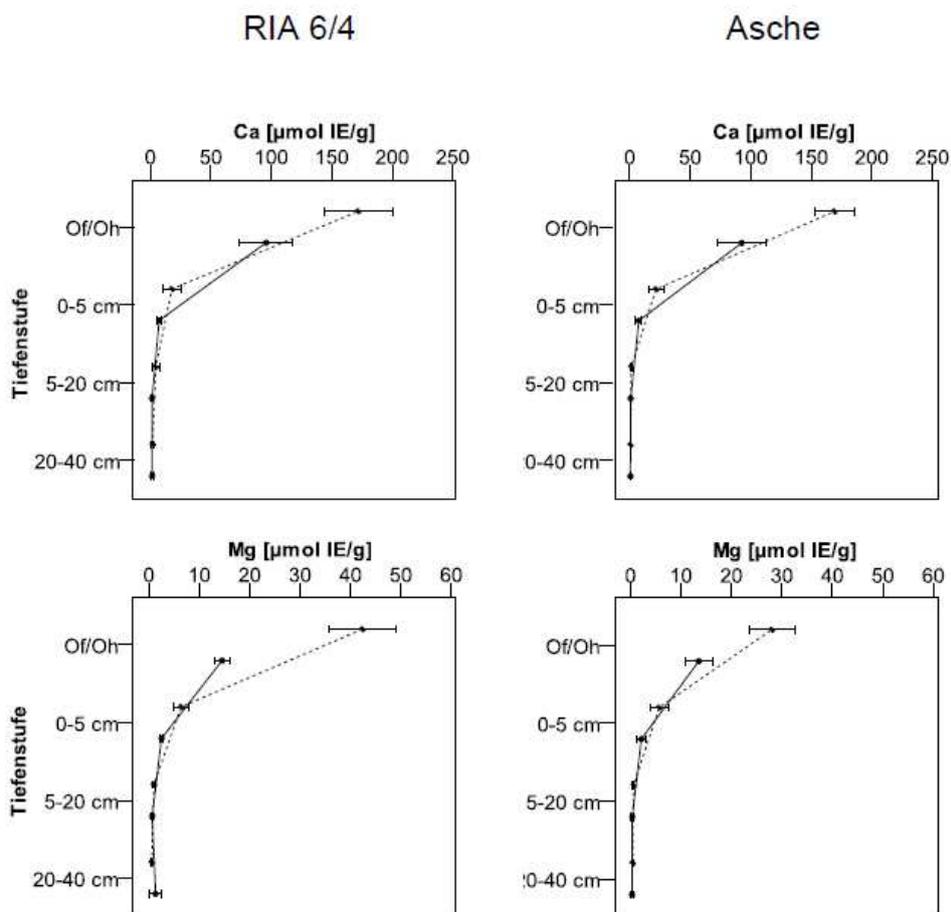


Abbildung 17 : Ca-Belegung am Austauscher vor und nach der Ausbringung von RIA-Pellets bzw. Asche [— vor der Ausbringung; --- nach der Ausbringung] auf der nährstoffarmen Fläche in Landshut

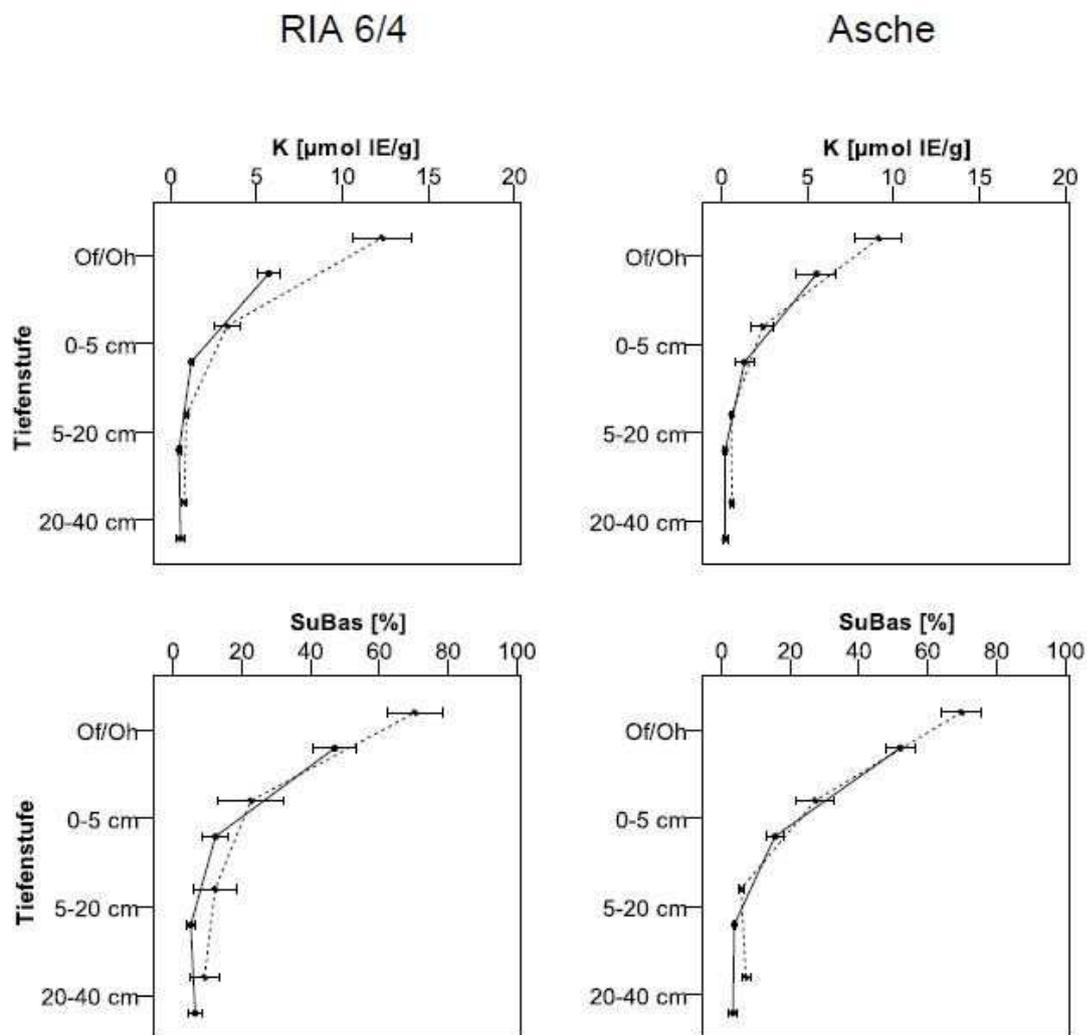


Abbildung 18 : K-Belegung am Austauscher vor und nach der Ausbringung von RIA-Pellets bzw. Asche [— vor der Ausbringung; --- nach der Ausbringung] auf der nährstoffarmen Fläche in Landshut

Fazit der Sickerwasser- und Bodenuntersuchungen

Auffallend sind die im Vergleich zu den übrigen Varianten unerwartet geringen Auswirkungen bzw. Nebenwirkungen der Aschevariante. Wie die Laborversuche gezeigt haben hängt die pH-Entwicklung der Asche stark vom Feuchtigkeitsregime ab. Offensichtlich konnte so die ausgebrachte Asche an dem relativ niederschlagsarmen Standort im Universitätswald Landshut an der Bodenoberfläche gut carbonatisieren, was dazu führte, dass im Humus und Mineralboden nur geringe Effekte messbar waren. Dies bedeutet jedoch nicht, dass bei einem anderen Feuchteregime (z.B. starker Niederschlag direkt nach der Ausbringung) ebenfalls derart geringe Effekte zu erwarten wären.

Für die RIA-Varianten kann festgestellt werden, dass die ökologischen Auswirkungen einer Ausbringung für viele Parameter mit denjenigen einer Kalkung vergleichbar sind. Lediglich für das Element Kalium ergab sich im Auflagehumus deutliche Unterschiede. Dies ist dadurch begründet, dass im Gegensatz zu den RIA-Varianten mit dem Kalk praktisch kein Kalium ausgebracht wird.

Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen

Abbildung 19 zeigt den zeitlichen Verlauf der mittleren Fangzahlen der 0-Variante auf den beiden Untersuchungsflächen. Die Fangzahlen aus den Bechern wurden für alle Varianten und Fangtermine auf die Fläche von einem Quadratmeter hochgerechnet.

Für alle Tiergruppen sind während der Sommerzeit (vor allem im Monat Juli) meist deutlich höhere mittlere Fangzahlen sowohl auf der reichen als auch auf der armen Fläche zu verzeichnen. Die insgesamt während des Untersuchungszeitraums gefangenen Tiere waren auf der reichen Fläche für Spinnen um den Faktor 2, für Laufkäfer um den Faktor 2,5 und für Ameisen sogar um den Faktor 5 gegenüber der nährstoffarmen Fläche erhöht. Bei der Mesofauna waren die Unterschiede nicht so deutlich. Während auf der reichen Fläche etwa 1,5-mal so viele Milben gefangen wurden, war die Zahl der Collembolen auf beiden Flächen fast gleich.

Aufgrund der räumlichen Nähe sind klimatische Faktoren für die unterschiedlichen Fangzahlen auszuschließen. Die Unterschiede dürften eher in der unterschiedlichen Nährstoffverfügbarkeit, im pH-Wert der Streu und des Humus und in der sich aus diesen Faktoren ergebenden Vegetationsbedeckung zu suchen sein.

Abbildung 3 zeigt die über den gesamten Fangzeitraum aufsummierten auf die 0-Variante normierten Mittelwerte für jede Tiergruppe und für jede Variante, getrennt in arme und reiche Untersuchungsfläche.

Bei den **Milben** weisen die Düngevarianten der reichen Fläche im Mittel höhere Fangzahlen auf als die Kontrolle. Die positiven Abweichungen von der 0-Variante sind für die Variante RIA 6/4 am niedrigsten und für die Variante REIA am höchsten. Auf der armen Fläche überwiegen auf den Düngevarianten ebenfalls meist höhere Fangzahlen. Nur die mittlere Gesamtfangzahl der beiden RIA-Varianten liegt unter der 0-Variante.

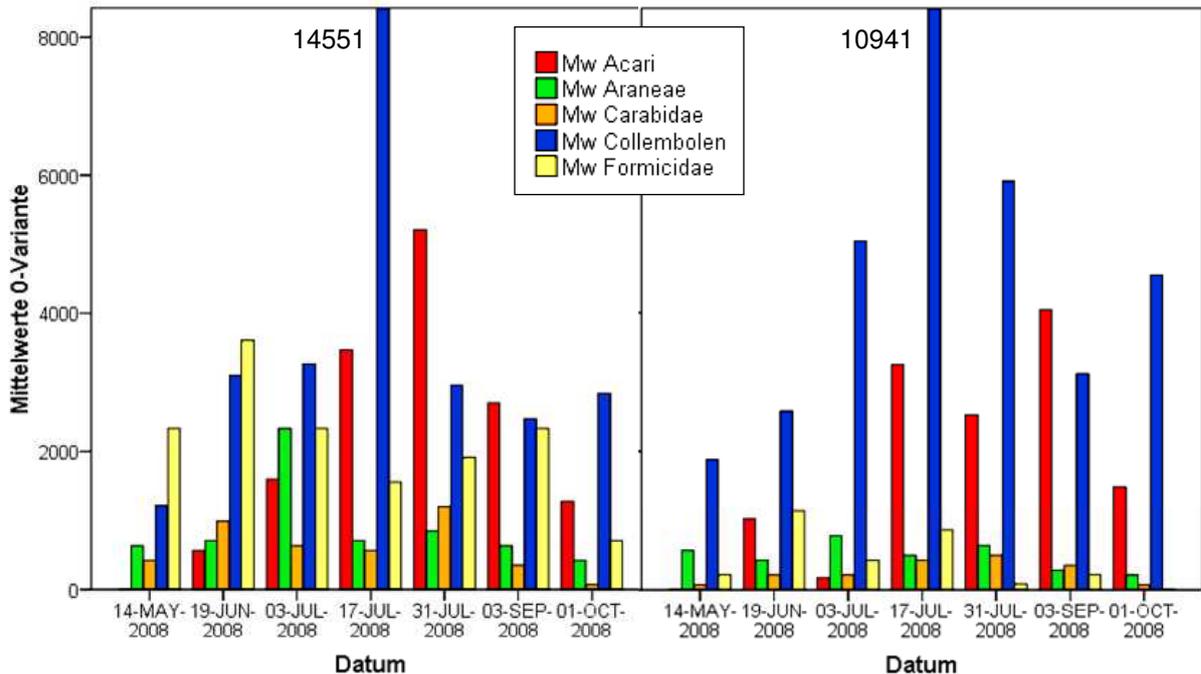


Abbildung 19: Mittelwerte der fünf Wiederholungen der 0-Varianten je Beprobungstermin in N m⁻², links: reiche Fläche, rechts: arme Fläche, die Zahlen im Diagramm bezeichnen Werte >8.000

Bei den **Spinnen** dagegen zeigt die arme Fläche durchgehend höhere Summen nach Düngung, während auf der reichen Fläche 4 Varianten etwas geringere Summen aufweisen.

Die Summe der normierten Mittelwerte bei den **Ameisen** hingegen differenziert sich ganz klar zwischen der armen und der reichen Fläche. Während auf letzterer die Summen immer deutlich negativ nach Düngung ausfallen, sind sie auf der armen Fläche immer im positiven Bereich.

Die **Springschwänze** weisen auf den Parzellen der Düngevarianten sowohl auf der armen als auch auf der reichen Fläche meist deutlich höhere mittlere Fangsummen im Vergleich zur 0-Variante auf.

Die **Laufkäfer** verhalten sich insgesamt recht unterschiedlich. Während auf der reichen Fläche die Varianten RIA 6/4, RIA 4/6, und Kalk-Asche negative normierte Fangsummen aufweisen, sind es auf der armen Untersuchungsfläche nur 2 Varianten (REIA und Kalk).

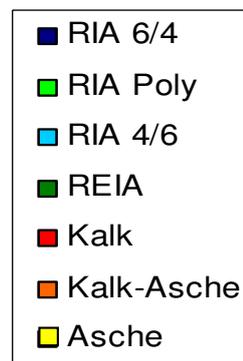
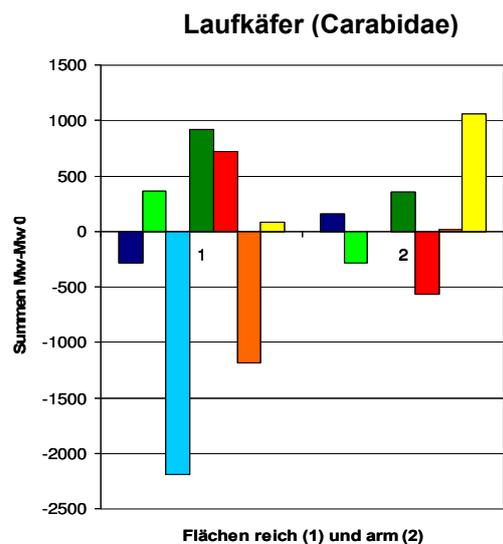
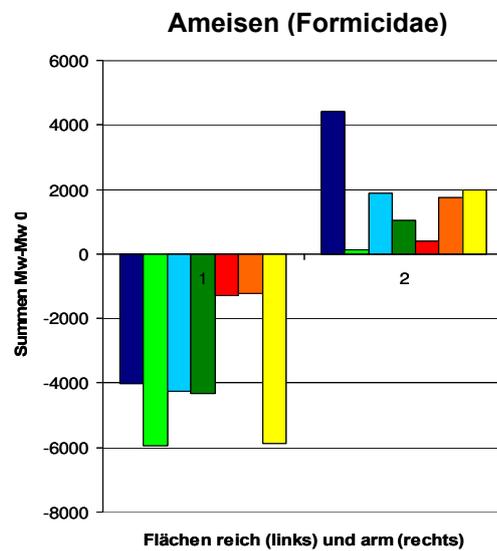
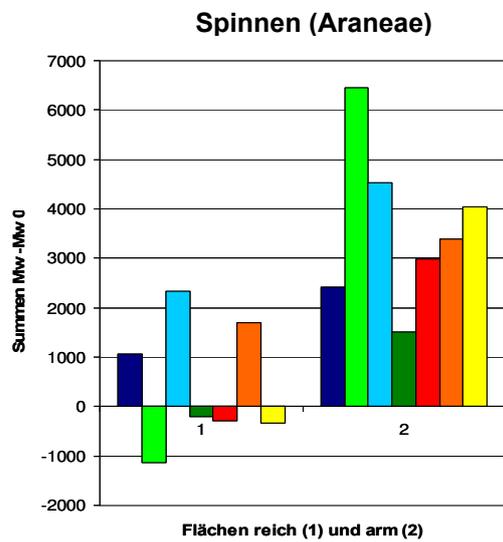
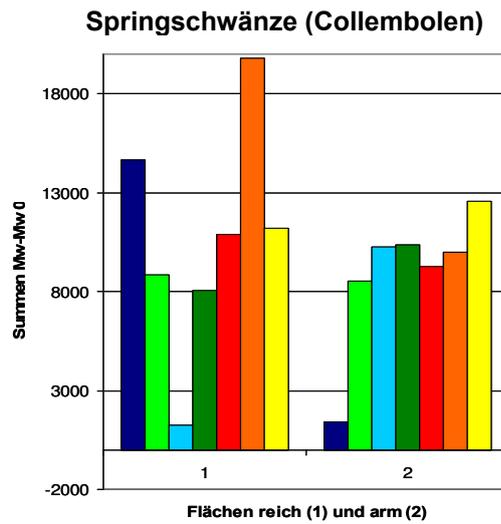
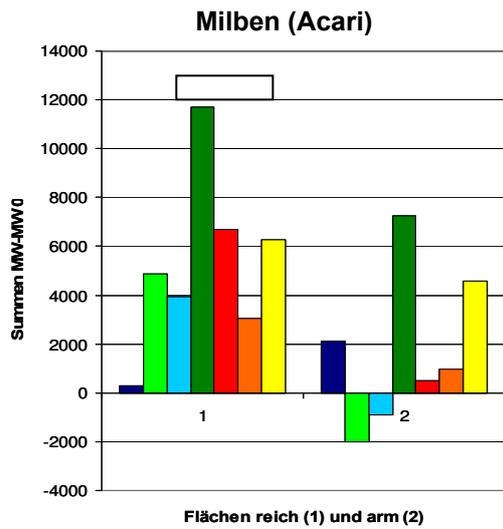


Abbildung 20: Summen der auf die 0-Variante normierten Fangzahlen. Die Farben entsprechen den sieben Varianten

Fazit der faunistischen Untersuchungen

An den einzelnen Fangterminen ergaben sich kaum signifikante Unterschiede zwischen der 0-Variante und den Düngevarianten (Daten nicht präsentiert). Ein Grund dafür dürfte die große Streuung der Fangzahlen sein. Die Düngevarianten zeigten hinsichtlich der Fangzahlen einzelner Tiergruppen keine klaren Trends im Zeitverlauf. Die Varianten mit den höchsten pH-Werten (Kalk-Asche und reine Asche) wiesen zumeist keine Rückgänge der Fangzahlen auf. Allerdings wurden in Landshut auch bei keiner Düngevariante lang andauernd hohen pH-Werte erreicht. Lang anhaltend hohe pH Werte, wie sie bereits in einigen Aschedüngungsversuchen beobachtet wurden, hätten möglicherweise einen Rückgang der Fangzahlen bewirken können. Auf der nährstoffarmen Untersuchungsfläche wiesen die Düngevarianten bei den verschiedenen Tiergruppen in 31 von 35 Fällen höhere Summen bei den auf die 0-Variante normierten Fangzahlen auf, während dies auf der reichen Fläche nur 21 mal der Fall war. Das deutet darauf hin, dass sich die Düngung grundsätzlich positiv auf das Vorkommen der untersuchten Tiergruppen auswirkte und der Effekt bei Nährstoffarmut zunahm. Eine eventuelle negative Auswirkung der Düngung durch kurzzeitig stark erhöhte pH-Werte konnte möglicherweise durch die anschließende Verbesserung der Lebensbedingung (Zufuhr von organischen und anorganischen Stoffen) überkompensiert werden.

3.3.2 Praxisversuch – Flossenbürg

Nährelementgehalte und Ausbringungsmenge der Variante RIA 6/4

Die Ausbringungsmenge entsprach einer Kalkung mit 3 t ha^{-1} . Als Bezugselement wurde erneut Ca verwendet. Die hier simulierte „Kalkung“ entsprach einer Ausbringungsmenge von $4,31 \text{ t ha}^{-1}$ RIA 6/4.

Tabelle 8: Aufwandsmenge berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) mit den entsprechenden Einträgen pro Hektar.

Variante	Bedarfsmenge bei Annahme einer Kalkung mit 3 t ha^{-1}		
	(I)	(II)	
	[t ha ⁻¹]	[kg Versuchsfläche ⁻¹]	
RIA 6/4	4,31	470,85	
Variante	Eintrag [kg ha ⁻¹]		
	C _{org}	N	P
RIA 6/4	n.a	n.a	53,81
Variante	K	Ca	Mg
	RIA 6/4	153,92	1495,44
Variante	S	Fe	Al
	RIA 6/4	10,00	51,65
Variante	Cu	Mn	Zn
	RIA 6/4	0,44	38,85

Sickerwasseruntersuchungen Flossenbürg

In Abbildung 21-23 sind die zeitlichen Verläufe der mittleren Konzentrationen der wichtigen Ionen dargestellt.

Mit Hilfe eines Gemischten Linearen Modells (GML) wurde ermittelt ob sich die Varianten vor bzw. nach der Ausbringung der Rinden-Asche-Pellets (RIA 6/4) statistisch signifikant voneinander unterscheiden. Aufgrund der räumlichen Trennung der Versuchsflächenpaare wurde zusätzlich untersucht ob die Lage einen signifikanten Einfluss auf die Ionenkonzentrationen hat.

Um Unterschiede zwischen den Versuchspartzen aususchließen bzw. um diese vorher zu erkennen, wurde vor der Ausbringung der Düngevarianten ein **Vorlauf** von 3 Probenahmeterminen durchgeführt. Außer beim Nitrat und beim DOC gab es beim Vorlauf weder Unterschiede zwischen den Flächen noch zwischen den Varianten noch

an den einzelnen Probenahmeterminen. Beim Nitrat unterschieden sich bereits im Vorlauf die Flächenpaare auf geringem Niveau, jedoch hoch signifikant und bei den Varianten waren die Konzentrationen auf den gedüngten Flächen im Vorlauf signifikant erhöht. Beim DOC zeigte die 0-Variante im Vorlauf gleich bei der ersten Probenahme signifikant höhere Konzentrationen im Humuslysimeter. Die 3 Probenahmeterminen insgesamt und die Flächenpaare unterschieden sich jedoch nicht.

Beim **Calcium** wurden keine signifikanten Unterschiede in der Vorlaufphase festgestellt. Nach der Ausbringung stieg die Ca-Konzentration auf der Düngefläche, und später auch Kontrollfläche an. Signifikant höhere Konzentrationen zeigen sich im Humuslysimeter ab Mai 2009. Ab diesem Zeitpunkt werden die Unterschiede immer größer. Insgesamt unterscheidet sich die Düngevariante mit signifikant höheren Konzentrationen von der 0-Variante.

Im Sickerwasser gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten und den Flächen beim Vorlauf und auch nach der Ausbringung. Am Ende der Untersuchungsperiode deuten sich höhere Konzentrationen auch im Sickerwasser an.

Beim **Kalium** wurden keine signifikanten Unterschiede in der Vorlaufphase festgestellt. Die mittleren Konzentrationen der 0-Variante lagen jedoch stets über der Düngevariante. Nach der Ausbringung stiegen die Konzentrationen der Düngevariante stark an und unterschieden meist signifikant von der Kontrollvariante. Die Unterschiede nehmen zum Ende der Untersuchungsperiode wieder ab. Im Mittel liegt die Düngevariante jedoch immer höher. Laut GLM weist die Düngevariante insgesamt signifikant höhere Konzentration über den Zeitverlauf nach der Ausbringung auf.

Im Sickerwasser zeigen sich im Vorlauf keine Unterschiede zwischen den Varianten. Nach der Ausbringung sind die mittleren Konzentrationen der Düngevariante meist höher, aber nur bei einem Termin ist der Unterschied auch signifikant. Insgesamt sind laut GLM die Konzentrationen der Düngevariante statistisch signifikant erhöht.

Beim **Magnesium** wurden keine signifikanten Unterschiede in der Vorlaufphase festgestellt. Nach der Ausbringung zeigt die Düngevariante im Humuslysimeter meist signifikant bis höchst signifikant erhöhte Konzentrationen. Diese steigen von Mitte bis Ende 2009 noch einmal stark an. Insgesamt liegen die mittleren Konzentrationen der Düngevariante im untersuchten Zeitraum höchst signifikant über der 0-Variante. Im Sickerwasser zeigten sich keine signifikanten Unterschiede in der Vorlaufphase. Auch nach der Ausbringung gab es zunächst keine signifikanten Unterschiede. Erst am letzten Termin zeigt die Düngevariante signifikant höhere Magnesiumkonzentrationen.

Beim **Nitrat** unterschieden sich im Humuslysimeter die Flächenpaare sowie die Varianten bereits beim Vorlauf höchst bzw. hoch signifikant. Nach Ausbringung liegen die mittleren Nitratkonzentrationen der Düngevariante meist höher. Signifikante Unterschiede gibt es aber erst gegen Ende des Untersuchungszeitraums im Oktober und im November 2009. Dies könnte ein Zeichen für verstärkte Mineralisation aufgrund der basischen Düngung sein. Im gesamten Zeitverlauf zeigt das GLM jedoch keine statistischen Unterschiede an. Die Flächenpaare unterscheiden sich aber wie beim Vorlauf im Zeitverlauf höchst signifikant. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind relativ niedrig und zeigen weder vor noch nach der Ausbringung Unterschiede.

Beim **Phosphat** zeigen sich in der Vorlaufphase keine signifikanten Unterschiede im Humuslysimeter. Die Konzentrationen der Düngevariante sind jedoch stets niedriger. Nach der Ausbringung zeigen sich zunächst ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten. Erst ab Oktober beginnen sich klar erhöhte mittlere Konzentrationen bei der Düngevariante abzuzeichnen. Wie bereits beim Nitrat könnten auch hier erhöhte Mineralisationsraten der Auslöser sein. Insgesamt unterscheiden sich die Varianten im Zeitverlauf jedoch nicht signifikant.

Im Sickerwasser lagen die Phosphatkonzentrationen stets unter der Nachweisgrenze.

Beim **Sulphat** zeigen sich in der Vorlaufphase keine signifikanten Unterschiede im Humuslysimeter. Nach der Ausbringung zeigt die Düngevariante nur im August 08 signifikant höhere Konzentrationen. Anschließend gibt es kaum Unterschiede zwischen den Varianten. Im Sickerwasser gab es ebenfalls keine signifikanten Unterschiede im Vorlauf. Nach der Ausbringung zeigt die Düngevariante stets die höheren mittleren Konzentrationen. Statistische Unterschiede gibt es jedoch weder zu einzelnen Terminen noch im gesamten Zeitverlauf.

Mangan zeigt während der Vorlaufphase keine signifikanten Unterschiede im Humuslysimeter. Nach der Ausbringung steigen die mittlern Konzentrationen auf den Düngeflächen zunächst an, fallen zum Ende 2008 jedoch wieder unter die der Kontrollflächen. Am Ende des Untersuchungszeitraums liegen die Konzentrationen bei der 0-Variante sogar signifikant höher.

Im Sickerwasser liegen die Konzentrationen der Düngevariante bereits im Vorlaufzeitraum über denen der Kontrollflächen. Signifikant sind die Unterschiede jedoch nicht. Nach der Ausbringung sind die Unterschiede ebenfalls nicht signifikant. Sowohl im Humuslysimeter als auch im Sickerwasser sind die Konzentrationen sehr gering und liegen nahe der Nachweisgrenze.

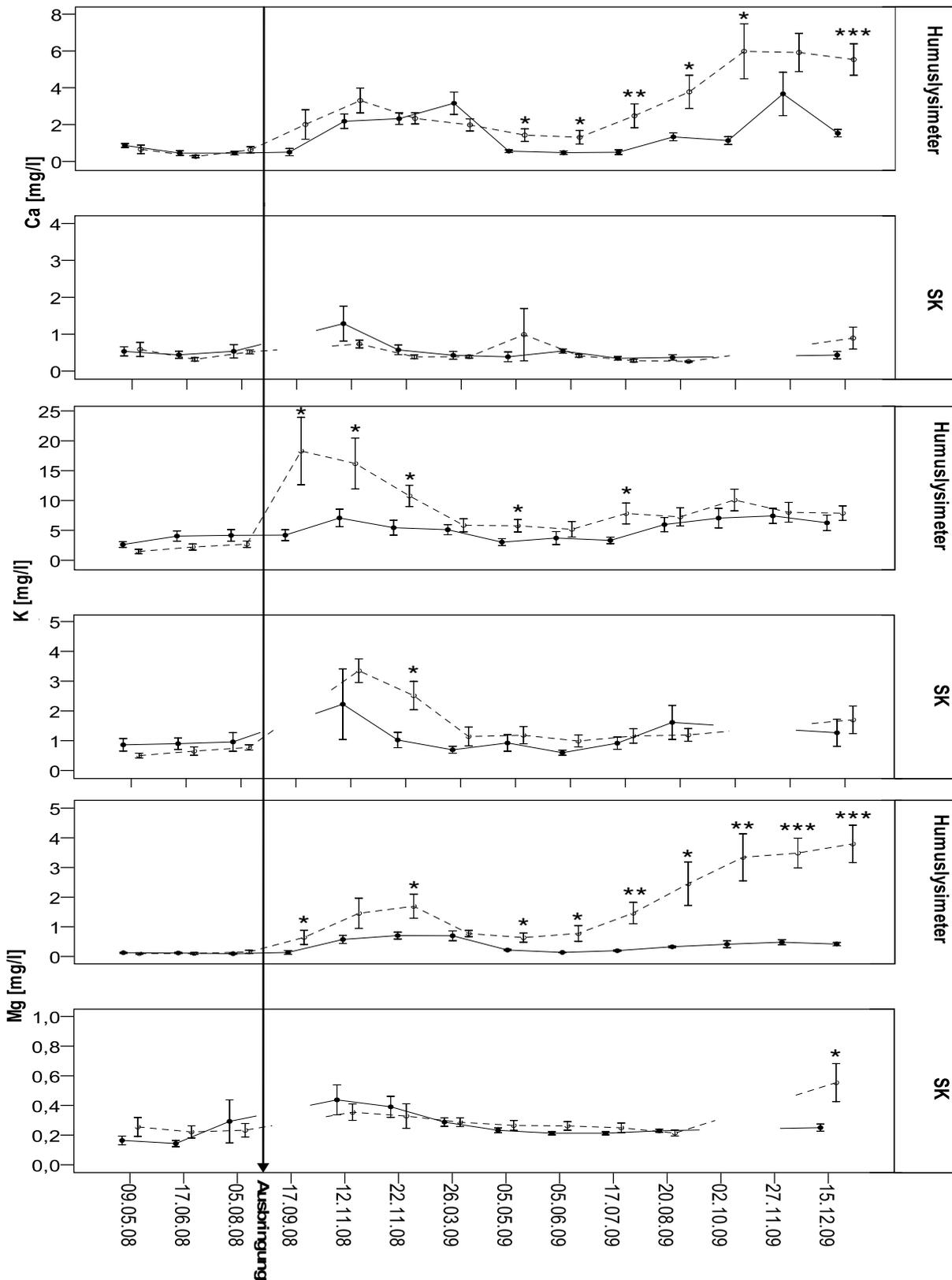


Abbildung 21: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen (Ca, K, Mg) im Humusausfluß (Humuslysimeter) und im Sickerwasser (SK, Saugkerze) im Beprobungszeitraum vom Mai 2008 bis zum Dez 2009. Die Signifikanzen beziehen sich auf Unterschiede zwischen den Flächen (vor dem Schrägstrich) bzw. zwischen den Varianten (nach dem Schrägstrich).

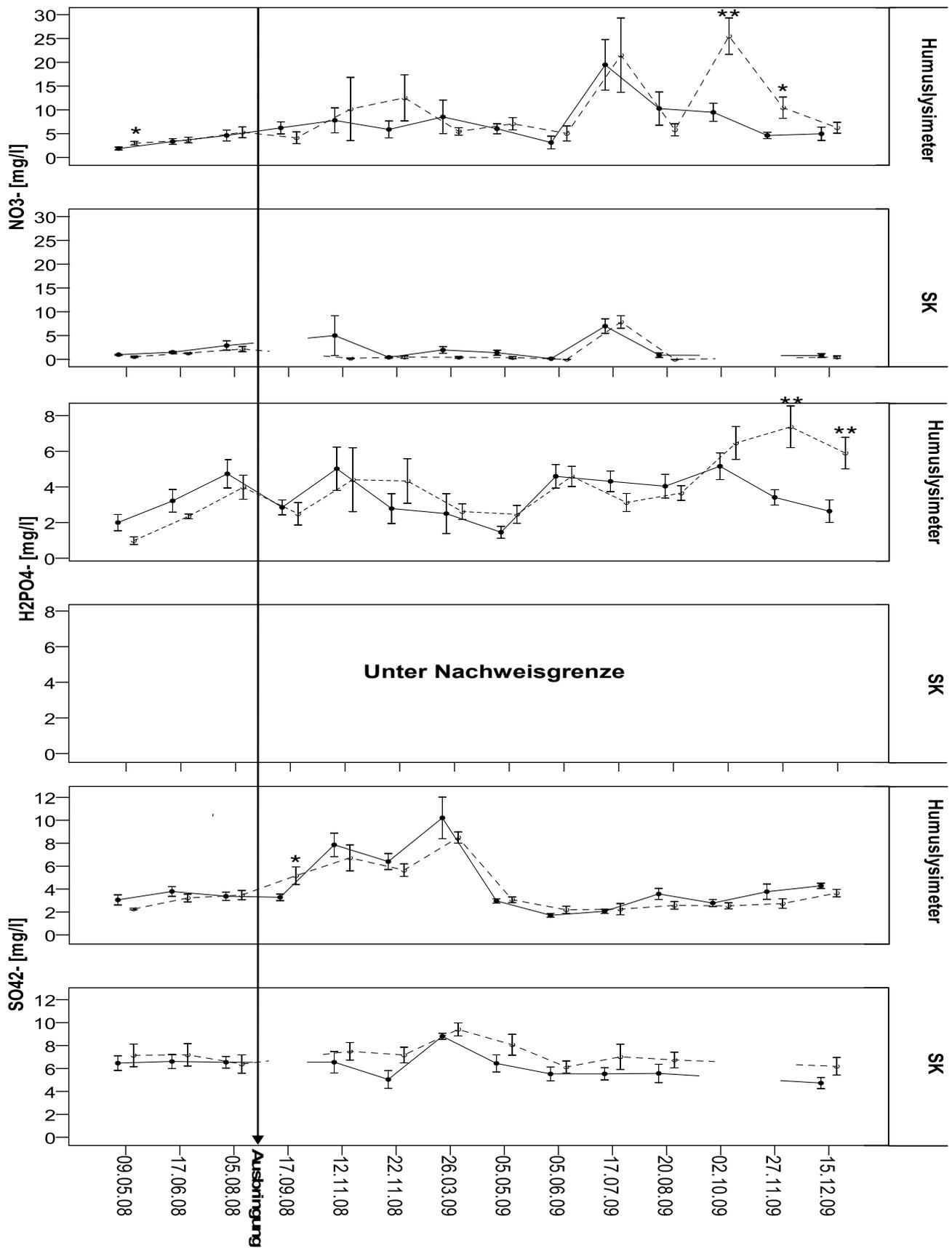


Abbildung 22: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen (Nitrat, Hydrogenphosphat, Sulfat) im Humusausfluß (Humuslysimeter) und im Sickerwasser (SK, Saugkerze) im Beprobungszeitraum vom Mai 2008 bis zum Dez 2009 .

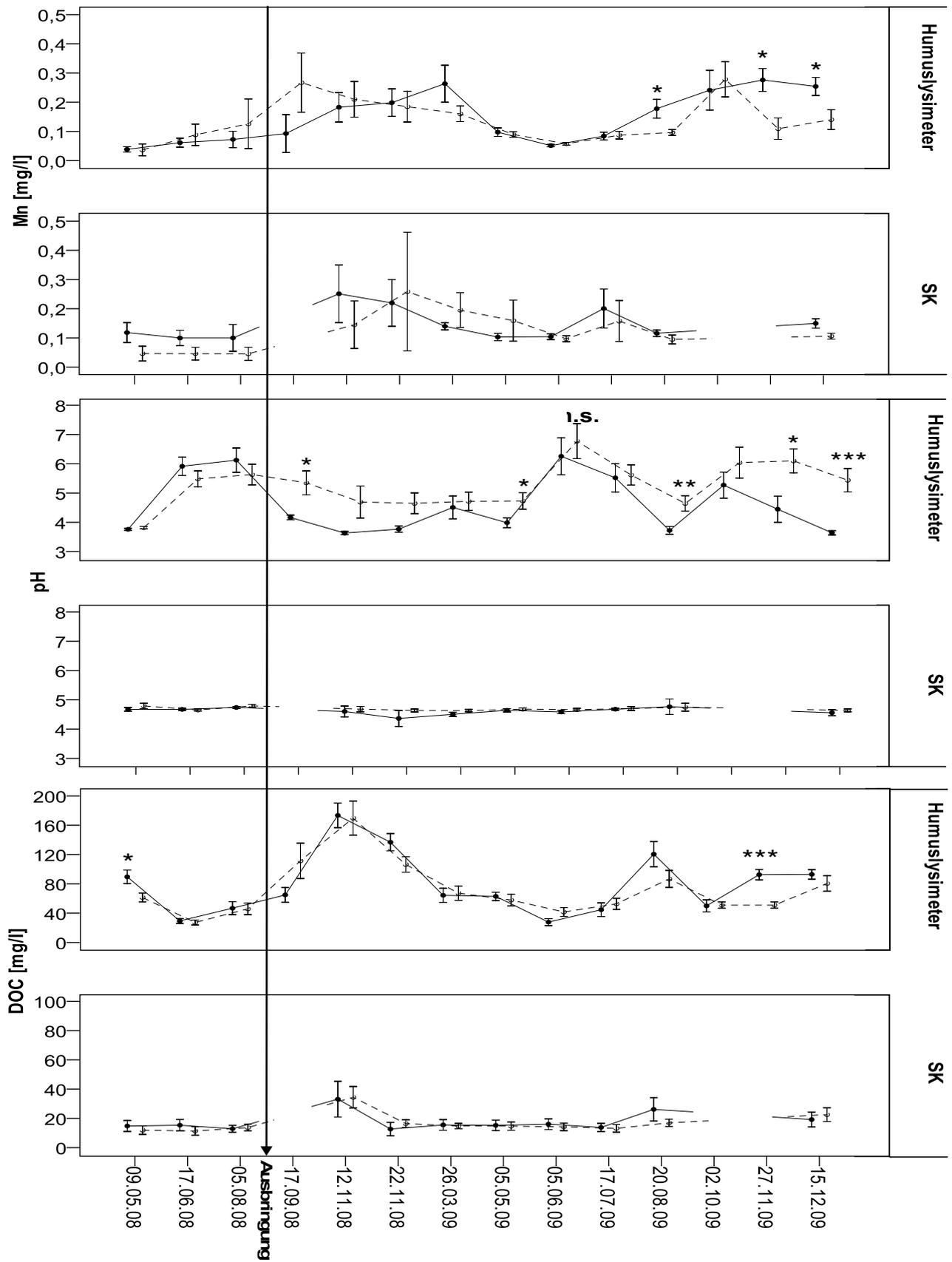


Abbildung 23: Verlauf der Nährstoffkonzentrationen (Mn, DOC) und der pH-Werte (Abbildung Mitte) im Humusausfluß (Humuslysimeter) und im Sickerwasser (SK, Saugkerze) im Beprobungszeitraum vom Mai 2008 bis zum Dez 2009 .

Der **pH-Wert** zeigt in der Vorlaufphase keine signifikanten Unterschiede im Humuslysimeter. Nach Ausbringung liegen die pH-Werte der Düngevarianten immer höher und sind 5 Terminen signifikant erhöht. Insgesamt unterscheiden sich jedoch die Zeitverläufe nicht signifikant. Im Saugkerzenwasser unterscheiden sich die Konzentrationen weder vor noch nach der Ausbringung signifikant. Die Werte liegen meist unter pH 5.

Der gelöste Kohlenstoff (**DOC**) zeigt in der Vorlaufphase keine signifikanten Unterschiede im Humuslysimeter. Auch nach Ausbringung zeigen sich zunächst keine Unterschiede. Erst zum Ende des Untersuchungszeitraums liegen die Konzentrationen der Kontrolle (an einem Termin signifikant) über denen der Düngevariante.

Im Sickerwasser sind weder vor noch nach der Ausbringung Unterschiede zwischen den Varianten zu erkennen.

Kationenaustauschkapazität der Bodenfestphase

Um Veränderungen bei den austauschbaren Nährstoffen der Bodenfestphase feststellen zu können wurden sowohl auf den gedüngten als auch auf den Kontrollflächen Bodenproben vor (März 2008) und nach (Nov 2008) der Ausbringung gewonnen.

Abbildung 24 zeigt die Unterschiede in der Austauscherbelegung im Boden der gedüngten und der ungedüngten Flächen, jeweils vor und nach der Ausbringung der Rinden-Asche-Pellets.

Eine eindeutige Erhöhung der Austauscherbelegung sowohl gegenüber der Nullvariante als auch gegenüber dem Zeitpunkt vor der Ausbringung ergibt sich nur für das Magnesium in der organischen Auflage. Hier steigt die Belegung von ca. 15 auf knapp 30 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ Humus an. Beim Calcium gibt es ebenfalls eine Erhöhung von 80 auf 100 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ Humus in der organischen Auflage. Dies gilt jedoch sowohl für die gedüngte als auch für die ungedüngte Variante. Die hohe Belegung mit H^+ -Ionen mit ca. 85 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ nimmt im Humus auf ca. 65 $\mu\text{mol IE g}^{-1}$ signifikant ab. Jedoch tut sie dies sowohl auf den gedüngten als auch auf den ungedüngten Flächen. Die Veränderung könnte auch saisonbedingt sein. Der signifikante Rückgang des Mangans an den Austauschern im Humus der gedüngten Flächen kann mit einem pH-Wertanstieg erklärt werden. Je höher der pH-Wert, desto geringer ist die Belegung der Austauscher mit Mangan.

Beim Kalium gibt es an den Austauschern keine großen Veränderungen vor bzw. nach der Ausbringung. Bei Natrium, Aluminium, und Eisen verhält es sich ebenso.

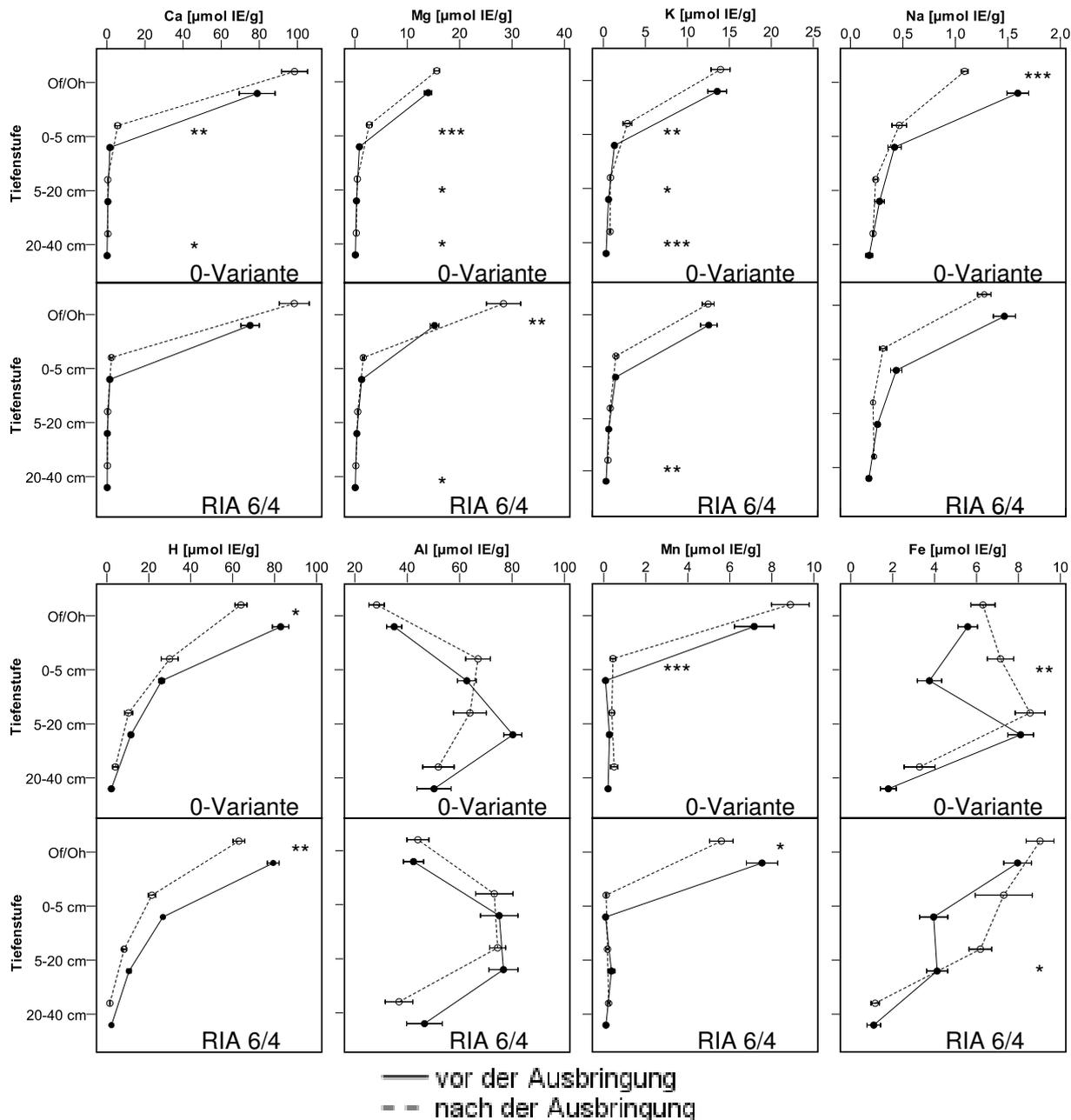


Abbildung 24: Austauschbare Nährelemente in $\mu\text{mol IE/g}$ Boden im Humus (Of/Oh) und in den Tiefenstufen 0-5cm, 5-20cm und 20-40cm des Mineralbodens, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler. Signifikanzen beziehen sich auf Unterschiede zwischen den Probenahmezeitpunkten im März 2008 und Nov 2008.

Fazit der Sickerwasser- und Bodeuntersuchungen in Flossenbürg:

Vor allem im **Humuslysimeter** sind nach der Ausbringung Unterschiede bei den untersuchten Ionen zu erkennen. Die Düngevariante zeigt nach der Ausbringung bei einigen Ionen signifikant höhere Konzentrationen als die 0-Variante obwohl sich im Vorlauf kaum Unterschiede zwischen den Flächen zeigten. Das Kalium reagiert am schnellsten, die Konzentrationen steigen direkt nach der Ausbringung signifikant an. Auch der pH-Wert und das Magnesium reagieren schnell, während Calcium erst Anfang 2009 signifikant über den Werten der Kontrollflächen liegt. Steigende Nitrat- und Phosphat Konzentrationen im Humusausfluß gegen Ende des Untersuchungszeitraums deuten auf verstärkte Mineralisierungsprozesse hin, die den steigenden pH-Werten geschuldet sein dürften.

Im **Sickerwasser** gab es dagegen kaum Unterschiede zwischen Düngevariante und 0-Variante. Lediglich das Kalium zeigt bei der Düngevariante bereits kurz nach der Ausbringung erhöhte Konzentrationen, die sich aber im späteren Verlauf wieder angleichen. Beim Calcium, Magnesium und Sulfat zeigen sich zum Ende des Untersuchungszeitraums leicht erhöhte Sickerwasserkonzentrationen. Dies könnte ein Zeichen dafür sein, dass sich die Konzentrationsveränderungen am Ende des Untersuchungszeitraums beginnen auch in einer Tiefe von 40 cm auszuwirken.

Die Erhöhungen der Belegung der **Austauscher der Bodefestphase** mit Magnesium und Calcium nach der Düngung im Humus laufen konform mit den erhöhten Konzentrationen im Humussickerwasser. Für Kalium, das gerade direkt nach Ausbringung hohe Konzentrationen im Humuslysimeter zeigt ergeben sich dagegen kaum Veränderungen an Austauschern im Boden. Der Rückgang der Belegung mit H^+ -Ionen läuft konform mit der pH-Wert-Erhöhung im Humussickerwasser. Da der Zeitraum zwischen Ausbringung und Probenahme nur 4 Monate beträgt, ist es nicht verwunderlich das sich Veränderungen in der Kationenaustauschkapazität, wenn überhaupt nur im Humus andeuten. Es ist davon auszugehen, dass sich diese Veränderungen noch verstärken und in die Tiefe fortpflanzen werden.

Die zum Teil signifikant erhöhten Nährionengehalte im Humusausfluß und eine leichte Erhöhung der Austauscherbelegung (4 Monate nach der Düngung) bedeuten auch eine erhöhte Verfügbarkeit dieser Ionen für die Bäume. Gerade ein Mangel an Calcium und Magnesium dürfte bei dem sauren Ausgangsgestein in Flössenbürg das Baumwachstum beeinträchtigen. Eventuell kann der Bestand an diesem Mangelstandort für basische Kationen die erhöhten Konzentrationen in der

Bodenlösung nutzen und in seine Biomasse integrieren und somit den Zuwachs steigern. Auch das aufgrund der stärkeren Mineralisation freigesetzte Nitrat und Phosphat könnte der Bestand nutzen. Sehr positiv ist bisher zu sehen, dass sich im Sickerwasser in 40 cm Tiefe kaum Konzentrationsunterschiede zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen ergeben. Das bedeutet, dass bis Dez 2009 (17 Monate nach der Düngung) die Inhaltstoffe des Düngers das Ökosystem noch nicht verlassen haben und dem Baumbestand immer noch zur Verfügung stehen. Weitere Untersuchungen müssen zeigen, ob dies auch in Zukunft so bleibt. Ansteigende Konzentrationen von Calcium, Magnesium auf den gedüngten Flächen am letzten Termin deuten darauf hin, dass mit großer zeitlicher Verzögerung ein Teil der aufgebrauchten Nährelementmenge in größere Bodentiefen verlagert wird.

4. Landwirtschaftliches Experiment– Zurnhausen

4.1 Material und Methoden

4.1.1 Versuchsflächenaufbau und Versuchsflächendesign

Neben den forstlichen Standorten wurde im März 2008 eine landwirtschaftliche Versuchsfläche angelegt. Die Fläche befand sich in Zurnhausen, nahe Freising, und ist im Besitz des Versuchsbetriebes der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf. Tabelle 8 gibt eine kurze Beschreibung der Versuchsfläche wieder. Auf der Versuchsfläche wurden folgende Varianten ausgebracht (Tabelle 10).

Tabelle 9: Beschreibung des Betriebes des Lehr- und Versuchsbetriebes Zurnhausen der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

Lage	48° 24' N - 11° 43' O
Höhenlage (über NN)	483 m ü. N.N.
Durchschnittliche Niederschlagsmenge	794 mm
Durchschnittliche Jahrestemperatur	7,5 °C
Vorherrschende Bodenart	schluffiger Lehm

Tabelle 10: Übersicht der Varianten, die auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche Zurnhausen ausgebracht wurden.

Bezeichnung	Ausgangsmaterial	Mischungsverhältnis [%] Edukt / Asche	Form	Bezeichnung
0-Variante (nur Dünger)	keines			Kontrolle
Dünger + RIA 6/4	Rinde, Feuerraumasche	60/40	pelletiert	RIA 6/4
Dünger + RIA 4/6	Rinde, Feuerraumasche	40/60	pelletiert	RIA 4/6
Dünger + REIA 6/4	Reisig, Feuerraumasche	60/40	pelletiert	REIA 6/4
Dünger + Asche	Feuerraumasche	100	unbehandelt, gesiebt	Asche

Es handelt sich um 3 verschiedene pelletierte Mischungen aus geschredderter Fichtenrinde bzw. kleingehäckselten Fichtenzweigen mit Nadeln (Reisig) und Asche. Bei der Asche handelte sich um eine Feuerraumasche aus der Verbrennung von naturbelassenen Holz aus dem Biomasseheizwerk Reit im Winkl, wie sie auch auf den anderen Versuchsflächen verwendet wurde. Die Asche entstammte einer Trockenlagerung und wurde auf 4 mm Maschenweite gesiebt. Da die Versuchsfläche in den laufenden landwirtschaftlichen Betrieb integriert wurde, wurde auf jeder Versuchsparzelle der konventionelle Dünger ausgebracht.

Die Varianten wurden jeweils in sechsfacher Wiederholung ausgebracht. Das Versuchsdesign entsprach einem lateinischen Rechteck mit fünf Versuchsgliedern und sechs Wiederholungen (Abb. 25). Pro Messplatz wurden vier Mikrosaugwurzeln (5 cm Tiefe) (Rhizon Bodenfeuchte-Probenehmer, Typ SMS, -800 hPa) und eine Saugkerze (40 cm Tiefe) (Keramiksaugkerzen SK 20, -600 hPa) installiert und anschließend wieder mit Boden abgedeckt. Zudem wurden vier Niederschlagsfänger jeweils an den Eckpunkten der Fläche in Bodennähe und ein Datalogger für die stündliche Aufzeichnung von Lufttemperatur und Luftfeuchte installiert. Ende April wurden die Varianten händisch ausgebracht. Die Varianten wurden mit einer Kreiselegge in den Boden eingearbeitet. Die Sickerwasserprobennahme erfolgte von März bis November monatlich. Die Bodenproben wurden vor der Ausbringung der Varianten (Ende März 08) und vor Wintereinbruch (Ende November 2008) gewonnen.

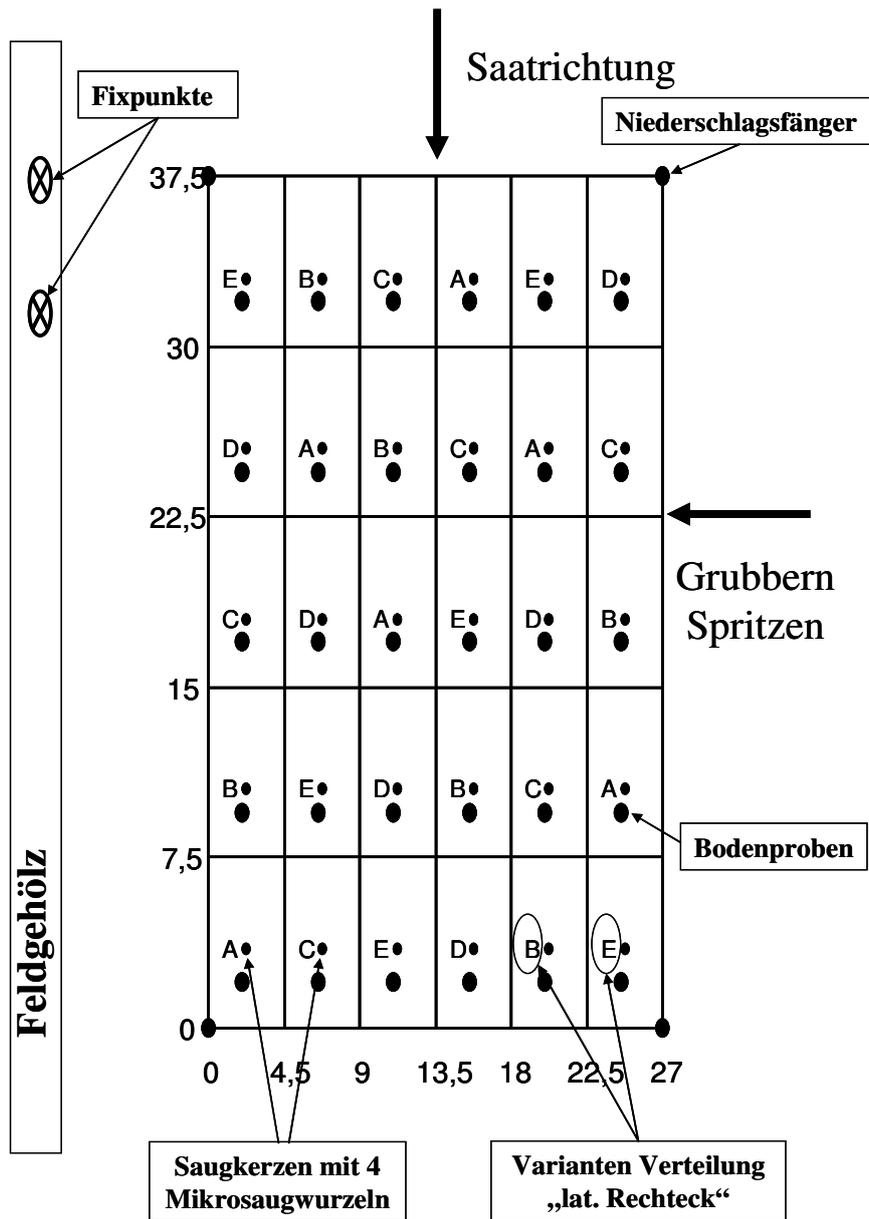


Abbildung 25: Aufbau und Verteilung der Varianten in einem lateinischen Rechteck mit sechs Wiederholungen. (A: Kontrolle; B: RIA 6/4; C: RIA 4/6; D: REIA 6/4; E: Asche)



Abbildung 26: Einbau der Saugkerze (40 cm) und den Mikrosaugwurzeln (5 cm)

Bodenproben wurden in den Tiefenstufen 0-10 cm (10*10 cm Stechzylinder), 10-20 cm und 20-40 cm (jeweils mit 50 mm Rammkernsonde mit PVC-Kernhülse) volumenbezogen gewonnen und chemisch analysiert. Da die Fläche für verschiedene Arbeitsschritte (Grubbern, Sähen, Ernte) befahren wurde, musste die Fläche teilweise geräumt werden. Diese Arbeitsschritte hatten zur Folge, dass zu Beginn des Versuches nur die Saugkerzen eingebaut wurden, da ein Ausbau der Mikrosaugwurzeln aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften nicht möglich war. Um die exakten Positionen der Saugkerzen wieder finden zu können, mussten zwei Punkte, die dem landwirtschaftlichen Betrieb nicht einschränkten, als Fixpunkte gewählt werden. Mit Hilfe von Winkelspiegel und Maßband war das Einmessen der Versuchsfelder anschließend möglich. Ende November waren die Untersuchungen auf der landwirtschaftlich abgeschlossen und die Fläche wurde komplett geräumt.

4.1.2 Chemische Analytik

Sickerwasser

Sickerwasserproben wurden monatlich gewonnen. Im Sickerwasser wurden Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr und Ni am ICP-Atomemissionsspektrometer Optima 3000 der Firma Perkin Elmer ermittelt. Chlorid (Cl^-), Nitrat (NO_3^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Phosphat (H_2PO_4^-) und Ammonium (NH_4^+) wurden am Ionenchromatograph Dionex DX-120 bestimmt. Die Messung des pH-Wertes erfolgte mittels einer Einstabelektrode.

Boden- und Pflanzenproben

Die Bodenproben wurden bei 45 °C getrocknet und durch ein 2 mm-Sieb gesiebt. Zur Bestimmung der Gehalte an C und N am Elementaranalysator CHN-1000 der Firma Leco wurden Teilmengen gemahlen. Die Bestimmung der austauschbaren Kationen (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na) mit 1 M BaCl₂-Extraktionslösung erfolgte bei den ungemahlene Bodenproben mit anschließender Messung am ICP-Atomemissionsspektrometer. Der pH-Wert der ungemahlene Bodenproben wurde in destilliertem Wasser mit einer Einstabglaselektrode bestimmt.

Ende September wurde der Mais mit einem Häcksler geerntet. Dieser beprobte pro Versuchsparzelle jeweils zwei Maisreihen mit 6 m Länge und entnahm automatisiert ein geschreddertes Aliquot pro Versuchsparzelle. Dieses wurde anschließend bei 45 °C getrocknet. Zur Ermittlung der Elementgehalte des Maises in Abhängigkeit der Varianten an B, Ca, Fe, Mg, Mn, K, Cu, Na, P, Al, Zn, S, Cd, Cr, Ni und As erfolgte die Messung nach Druckaufschluss mit 65 % HNO₃ bei 165 °C am ICP-Atomemissionsspektrometer der Firma Perkin Elmer. Die Gehalte an organischen Kohlenstoff und Gesamtstickstoff in den Pflanzenproben sind am Elementaranalysator bestimmt worden.

4.2 Ergebnisse

Ausbringungsmenge und Einträge

Als Annahme für die jeweilige Ausbringungsmenge der Variante wurde eine Erhaltungskalkung mit 1t CaO gewählt. Resultierend aus den Ca-Gehalten sind in Tabelle 11 die Bedarfsmengen mit den dazugehörigen Einträgen pro Hektar berechnet.

Tabelle 11: Äquivalente Bedarfsmengen zu einer Erhaltungskalkung mit 1 t ha⁻¹ CaO, berechnet pro Hektar (I) bzw. pro Versuchsparzelle (II) und den entsprechenden Elementeinträgen pro Hektar.

Bedarfsmenge an CaO / Ca: 1 t ha ⁻¹ / 715 kg ha ⁻¹		
	(I) [t ha ⁻¹]	(II) [kg Versuchsfläche ⁻¹]
Kontrolle	---	---
RIA 6/4	7,63	4,29
RIA 4/6	4,67	2,63
REIA	7,34	4,13
Asche	2,99	1,68

Eintrag [kg ha ⁻¹]			
	C _{org}	N	P
Kontrolle			
RIA 6/4	1940,21	22,87	27,68
RIA 4/6	771,88	7,51	27,54
REIA 6/4	2056,34	36,27	29,74
Asche	92,26	1,19	29,35

	K	Ca	Mg
Kontrolle			
RIA 6/4	144,26	715,03	120,85
RIA 4/6	126,44	714,98	117,34
REIA 6/4	121,88	714,99	115,49
Asche	171,15	715,01	115,61

	S	Fe	Al
Kontrolle			
RIA 6/4	17,16	42,54	55,66
RIA 4/6	14,42	32,16	43,5
REIA 6/4	18,21	36,27	46,99
Asche	12,33	30,72	47,18

	Cu	Mn	Zn
Kontrolle			
RIA 6/4	0,3	27,45	0,61
RIA 4/6	0,28	16,1	0,23
REIA 6/4	0,29	17,11	0,29
Asche	0,36	16,84	0,12

Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser

In Abbildung 27 sind die Konzentrationen an Nährelementen und die pH-Entwicklung im Sickerwasser in 5 cm und 40 cm Bodentiefe als Mittelwert mit einfachem Standardfehler dargestellt. Vor der Ausbringung wurde ein Initialwert nur bei Saugkerzen ermittelt. Wie aus der Abbildung ersichtlich ergeben sich nur geringe Unterschiede. Die Variante RIA 6/4 besaß die höchste Anfangskonzentration an SO_4^{2-} . Nach der Ausbringung konnten bei den ersten zwei Probenahmen Anstiege in 5 cm Bodentiefe bei Ca, K und Mg festgestellt werden. Hier besaß jeweils die Aschevariante die höchsten Konzentrationen. Ein deutlich saisonaler Anstieg konnte auch beim NH_4^+ beobachtet werden. Der Anstieg des pH-Wertes in dieser Bodentiefe war nur gering. Am deutlichsten stieg dieser bei der Variante RIA 4/6, die in diesen Vergleich auch den höchsten pH-Wert aufweisen konnte. Bei der Probenahme am 07.08. fielen die Konzentrationen an Ca, K, Mg, NO_3^- und SO_4^{2-} in beiden Tiefenstufen ab. Hierbei waren beim SO_4^{2-} die Varianten RIA 4/6, REIA 6/4 und Asche Ausnahmen. H_2PO_4^- und pH-Wert zeigten hingegen zu diesem Messtermin leichte Anstiege. Zum Ende des Messprogrammes stiegen die Konzentrationen an Ca, Mg, NO_3^- und SO_4^{2-} in 5 cm Bodentiefe. Auch der pH-Wert erhöhte sich bei den Varianten Kontrolle und RIA 6/4, die zum Ende den höchsten pH-Wert besaß. In 40 cm Bodentiefe fielen die Konzentrationen an Mg, NO_3^- , NH_4^+ und H_2PO_4^- . Der pH-Wert und SO_4^{2-} stiegen nur geringfügig.

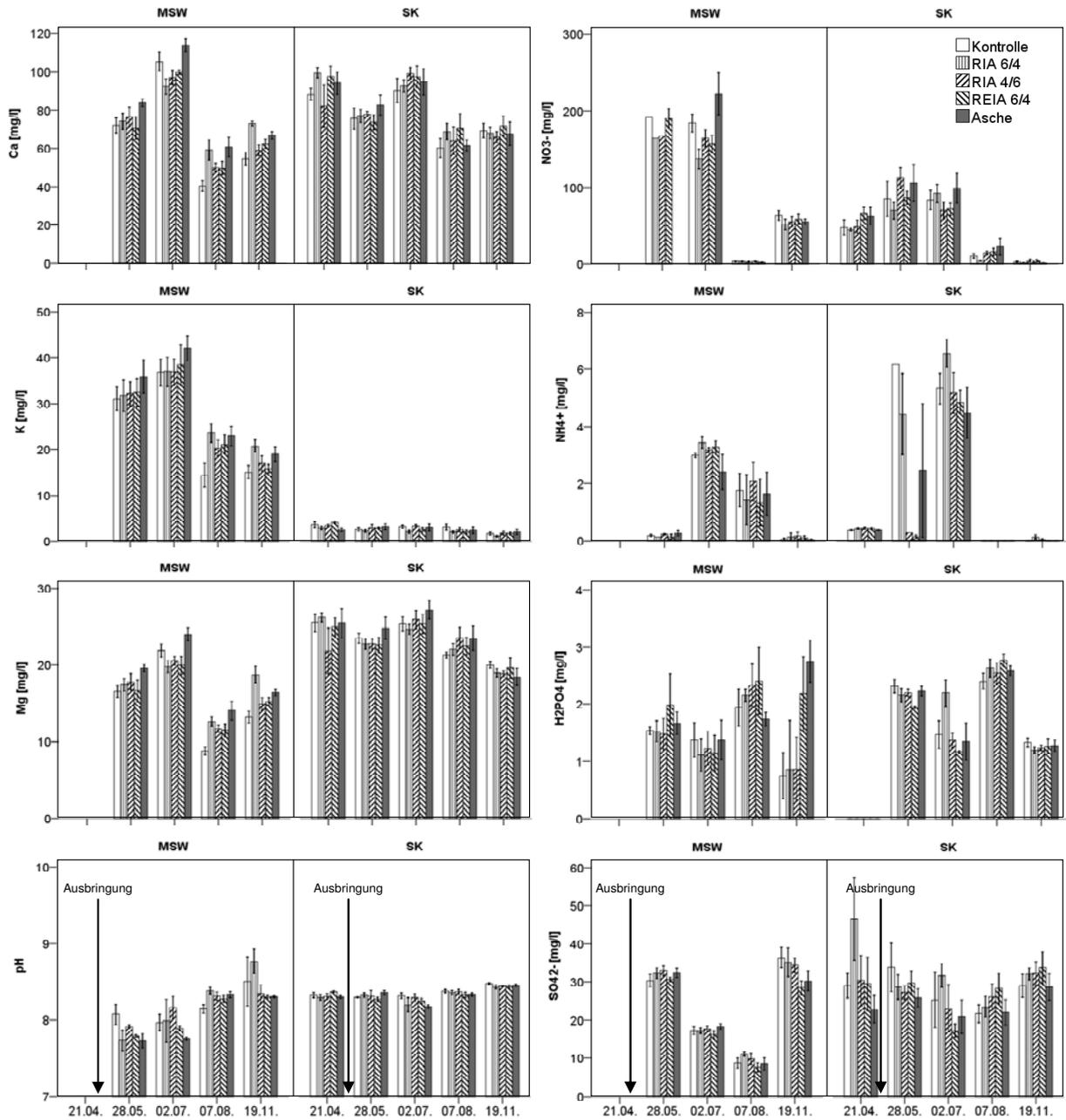


Abbildung 27: Konzentrationen an Nährelementen und Darstellung der pH-Entwicklung im Sickerwasser in 5 cm und 40 cm Bodentiefe; dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler des Mittelwertes (MSW: Mikroaugurzeln in 5 cm, SK: Saugkerze in 40 cm Bodentiefe).

Bodenfestphase

Die Abbildung 28 zeigt die Gehalte an austauschbaren Ca, K und Mg vor und nach der Ausbringung. Als wichtiger Parameter (Ionenatagonismus) ist das (Ca+Mg)/K-Verhältnis aufgeführt.

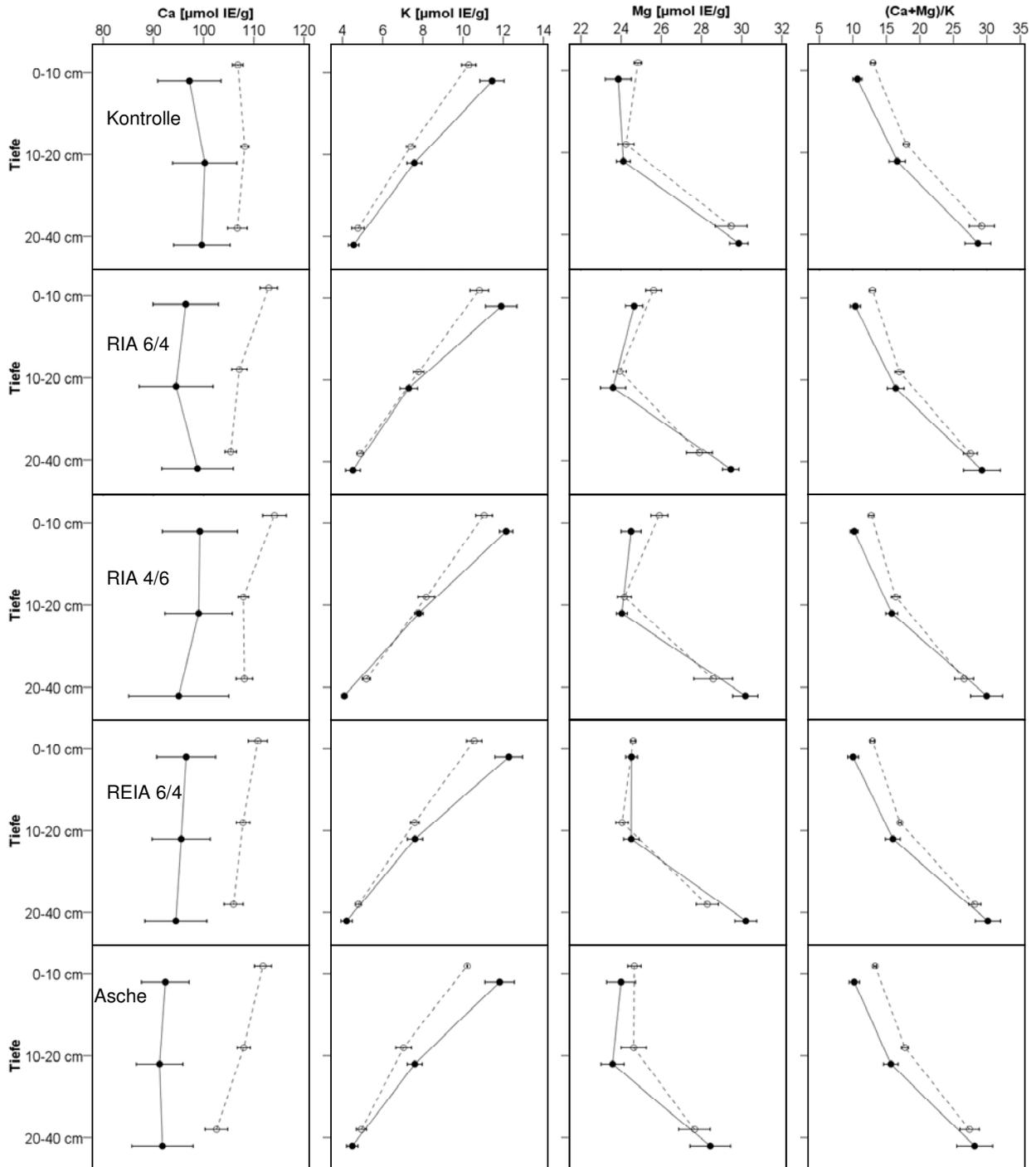


Abbildung 28: Austauschbare Nährelemente und des (Ca+Mg)/K-Verhältnis in den Bodenstufen 0-10cm, 10-20cm und 20-40cm, dargestellt als Mittelwert mit einfachem Standardfehler (● vor der Ausbringung; ○ nach der Ausbringung)

Wie aus Abbildung 28 ersichtlich wird, ergeben sich in einem Zeitraum einer Vegetationsperiode hinsichtlich der oben aufgezeigten Gehalte an austauschbaren Nährelementen nur geringe Unterschiede. Die Ergebnisse zeigen erhöhte Gehalte an Ca bei allen Varianten und Tiefenstufen nach der Ausbringung. Im Gegensatz dazu kam es zu einer geringen Abnahme an K in 0-5cm Bodentiefe. Durch die hohen Gehalte an Mg der Asche und erhöhte Löslichkeiten kam es zu einer leichten Erhöhung an Mg in 10-20cm der Aschevariante. Bei anderen Varianten mit Ausnahme der REIA 6/4-Variante stieg der Gehalt an Mg in der Bodentiefe 0-10cm. Hier zeigten die Varianten RIA 6/4 und RIA 4/6 die höchsten Werte. Beim $(Ca+Mg)/K$ -Verhältnis ergaben sich bei beiden Beprobungszeitpunkten nur geringe Abweichungen. In der Bodentiefe 0-10 cm kam es zu einer leichten Verschiebung nach rechts, die sich aber in den unteren Bodentiefen mit Ausnahme von der Kontrollevariante nach links kehrte. Auffallend ist auch, dass die Gehalte zu Beginn des Versuches eine deutlich höhere Spreitung als zum Ende des Beprobungszeitraumes besaßen.

In der Tabelle 12 sind die Gehalte an C_{org} , N, C/N-Verhältnis, sowie der pH-Wert der ungemahlten Bodenproben in destilliertem Wasser dargestellt. Getestet wurde, ob sich die Varianten jeweils vor bzw. nach der Ausbringung mittels Anova signifikant unterscheiden. Dieser Test ergab, dass es sowohl vor bzw. nach der Ausbringung keine signifikanten Unterschieden zwischen den Gruppen gab. Des Weiteren wurde untersucht, in wieweit sich die Ergebnisse vor bzw. nach der Ausbringung innerhalb einer Variante unterscheiden. Die hochgestellten Buchstaben geben diese an, wobei „A“ das Minimum darstellt. Sollten keine Unterschiede vorliegen, wurde auf die Buchstaben verzichtet. Beim C_{org} kam es jeweils zu, mit Ausnahme der Asche-Variante, einer Reduktion der Gehalte in der Bodenstufe 0-10 cm. Stiegen die Gehalte an C_{org} in der nachfolgenden Beprobungsstufe, so sanken diese bei den RIA-Varianten leicht. Beim N kam es in allen Bodentiefe und Varianten am Ende des Beprobungszeitraumes zu einer Erhöhung. Auch nahm das C/N-Verhältnis zum Ende des Versuches durchgehend ab. Zwar unterschied es sich innerhalb der Varianten zu den Probezeitnahmen, dennoch waren die Abnahmen zum Ende der Untersuchung signifikant. Außer bei der Kontrollvarianten stiegen die pH-Werte der anderen Varianten in der Bodentiefe 0-10 cm zwar leicht, aber dennoch signifikant. Im Gegensatz dazu sanken die pH-Werte in der untersten Bodenstufe.

Tabelle 12: Mittelwert der Gehalte an C_{org}, N und S, sowie das C/N-Verhältnis und der pH-Wert, gemessen in dest. Wasser, in Abhängigkeit der Varianten und der Bodentiefe (v.d.A: vor der Ausbringung, zu Beginn des Versuches; n.d.A: nach der Ausbringung, am Ende des Untersuchungszeitraumes; große hochgestellte Buchstaben geben signifikante Unterschiede (p < 0,05) innerhalb einer Variante vor bzw. nach der Ausbringung, fehlen die Buchstaben so ergaben sich keine Unterschiede)

Variante	Tiefenstufe [cm]	Element [mg g ⁻¹]				C/N		pH _{Wasser}	
		C _{org}		N		v.d.A	n.d.A	v.d.A	n.d.A
		v.d.A	n.d.A	v.d.A	n.d.A				
Kontrolle	0-10	20,37	19,68	1,87 ^A	2,45 ^B	10,95 ^B	8,02 ^A	7,02	7,05
	10-20	13,89	15,11	1,28 ^A	2,00 ^B	10,91 ^B	7,55 ^A	7,16	7,11
	20-40	6,53	5,90	0,60 ^A	1,13 ^B	10,91 ^B	5,15 ^A	7,35	7,19
RIA 6/4	0-10	21,97	20,00	2,04	2,45	10,81 ^B	8,16 ^A	7,02 ^A	7,27 ^B
	10-20	16,48	15,67	1,53 ^A	2,04 ^B	10,80 ^B	7,68 ^A	7,17 ^B	7,02 ^A
	20-40	6,38	5,54	0,61	1,00	10,61 ^B	5,59 ^A	7,28	7,19
RIA 4/6	0-10	18,84	18,35	1,73 ^A	2,39 ^B	10,89 ^B	7,99 ^A	7,02 ^A	7,29 ^B
	10-20	16,00	15,31	1,60 ^A	2,02 ^B	10,65 ^B	7,58 ^A	7,11	7,17
	20-40	5,72	6,99	0,49 ^A	1,20 ^B	11,58 ^B	5,84 ^A	7,32	7,19
REIA 6/4	0-10	20,03	19,62	1,87 ^A	2,36 ^B	10,77 ^B	8,31 ^A	7,01 ^A	7,17 ^B
	10-20	16,31	16,84	1,61 ^A	2,17 ^B	10,37 ^B	7,81 ^A	7,15	7,17
	20-40	9,83	6,19	0,85	1,09	11,85 ^B	5,70 ^A	7,33	7,25
Asche	0-10	17,04	18,97	1,62 ^A	2,35 ^B	10,54 ^B	8,06 ^A	6,97 ^A	7,27 ^B
	10-20	13,96	15,91	1,33 ^A	2,09 ^B	10,51 ^B	7,61 ^A	7,10	7,07
	20-40	9,25	6,51	0,89	1,14	10,66 ^B	5,60 ^A	7,30	7,17

4.2.5 Nährelementgehalte und Erträge der Biomasse

Tabelle 13 gibt eine Übersicht des Ertrages bzw. der Nährelementgehalte des Mais. Die hochgestellten Kleinbuchstaben geben signifikante Unterschiede bzw. Gleichheit mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0,05$ an. War bei den Varianten Varianzhomogenität gegeben, erfolgte die statistische Auswertung über ANOVA mittels des Tukey-Testes. Im anderen Fall wurde der Games and Howell's Test (bei Al und Fe) angewendet. Mit Ausnahme des Ca gab es bei den untersuchten Parameter keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten. Der Mais der Aschevariante brachte den höchsten Ertrag und besaß die höchsten Gehalte an C_{org}, N, Cd und Cr. Auch lagen die Werte der RIA 4/6-Variante über denen der anderen Pelletvarianten. Hingegen waren die Gehalte an Ca bei der Asche am geringsten und war signifikant unterschiedlich zur Kontrollvariante. Diese hatte auch die höchsten Gehalte an K, Cu und Pb. Bei den Pelletvarianten war die Biomasseproduktion der RIA 6/4-Variante am geringsten. Diese Variante hatte hingegen die höchsten Gehalte an K, Ca, Mg und Zn. Bei den Schwermetallen waren hier die Gehalte am niedrigsten.

Tabelle 13: Nährelementgehalte und Biomasseertrag des Mais. Die Buchstaben bedeuten signifikante Unterschiede nach Mittelwertvergleich mit ANOVA (bei Varianzhomogenität Tukey-Test $p < 0,05$; * keine Varianzhomogenität Games and Howell's Test $p < 0,05$).

Ertrag [$t_{\text{Mais}} \text{ ha}^{-1}$]		Element [mg g^{-1}]				
Variante		C_{org}	N	P	K	Ca
Kontrolle	11,37	430,00	7,63	2,45	12,91	2,05 ^{cd}
RIA 6/4	10,44	429,30	7,33	2,76	12,83	1,98 ^{ac}
RIA 4/6	11,39	430,40	7,85	2,73	11,46	1,58 ^{ab}
REIA 6/4	10,67	428,60	7,09	2,36	12,05	1,83 ^{bc}
Asche	12,56	430,90	8,17	2,61	11,07	1,47 ^{ab}
Variante		Mg	Mn	S	Fe*	Al*
Kontrolle		1,34	0,02	0,81	0,08	0,05
RIA 6/4		1,39	0,02	0,82	0,09	0,06
RIA 4/6		1,35	0,01	0,82	0,08	0,05
REIA 6/4		1,31	0,02	0,80	0,08	0,06
Asche		1,28	0,01	0,82	0,08	0,04
		Element [μgg^{-1}]				
Variante		Zn	Cu	Pb	Cd	Cr
Kontrolle		15,10	3,48	6,39	1,84	7,78
RIA 6/4		16,18	3,18	3,95	1,91	7,60
RIA 4/6		15,90	3,16	6,29	2,00	8,31
REIA 6/4		14,13	3,26	5,37	1,96	7,65
Asche		14,60	3,04	5,84	2,09	8,38

Fazit der Untersuchungen auf der landwirtschaftlichen Fläche:

Bei der landwirtschaftlichen Fläche konnten die verschiedenen Düngungsvarianten weder eine Ertragssteigerungen noch eine Ertragsminderung festgestellt werden. Auch die Elementgehalte im Erntegut zeigten kaum signifikante Veränderungen. Da sich die Elementkonzentrationen im tieferen Sickerwasser kaum veränderten, kann davon ausgegangen werden, dass die mit dem Dünger ausgebrachten Elementmengen im System verblieben und langfristig zur Nährstoffversorgung der Feldfrüchte beitragen können.

5. Gesamtfazit der Untersuchungen

Wie die Laborversuche deutlich gezeigt haben konnten durch die Herstellung von Rinden-Aschen-Presslingen die negativen Eigenschaften von unbehandelter Asche (zu hoher pH-Wert und zu rasche Freisetzung der Inhaltsstoffe) erfolgreich korrigiert werden. Es konnte so ein Produkt hergestellt werden, welches in seinen ökologischen Eigenschaften für eine Freilandausbringung gut geeignet ist. Die Laborversuche haben auch gezeigt, dass das pH- und Lösungsverhalten von Asche stark von den Feuchtebedingungen bei der Ausbringung abhängt. Obwohl die Ausbringung reiner Asche sowohl im Wald als auch auf der landwirtschaftlichen Fläche im Stoffhaushalt nicht deutlich negativ aufgefallen ist, bedeutet dies nicht, dass Asche ein unbedenklicher Stoff ist, welchen man im Sinne des Kreislaufgedankens einfach in die Ökosysteme zurückbringen kann. Dies hat sich auf der Fläche in Landshut gezeigt, wo kurz nach der Ascheapplikation deutliche Schäden an der Moosschicht zu beobachten waren. Negative Auswirkungen auf die Individuenzahlen verschiedener Organismen konnten allerdings an diesem Standort nicht beobachtet werden. Die pH-Entwicklung der Asche hängt stark vom Feuchtigkeitsregime nach der Ausbringung ab (siehe Laborversuche). Bei im Vergleich zu Landshut höheren Niederschlägen direkt nach der Ausbringung der Asche ist es durchaus möglich, dass die schnellere Ascheauflösung zu deutlich höheren, länger anhaltenden und damit nicht mehr standortgerechten pH-Werten in der Humusaufgabe führt. Mit der Ausbringung der RIA-Pellets wird dieses Risiko vermieden, da die Pellets hinsichtlich einer Erhöhung des pH-Werte über 9 eine Pufferfunktion durch die beigemischte Rindenfraktion aufweisen.

Rinden-Asche-Presslinge können als düngemittelrecht-konforme Produkte hergestellt werden und hatten in keiner unserer Untersuchungen negative Auswirkungen auf das Ökosystem. Vielmehr lagen die Auswirkungen einer Ausbringung entweder im Rahmen der natürlichen Schwankungen oder waren in der Größenordnung vergleichbar zu einer praxisüblichen Kalkung. Rinden-Asche-Presslinge stellen damit eine Möglichkeit dar, die in der Asche enthaltenen Nährelemente auf möglichst schonende Weise in Waldökosysteme zurückzubringen. Eventuell könnte deren Aschegehalt sogar noch gesteigert werden, was jedoch weiterer Untersuchungen bedarf.

Die ökologischen Auswirkungen einer Ausbringung von RIA-Pellets sind für viele Parameter mit einer Kalkung vergleichbar. RIA-Pellets beinhalten allerdings neben Calcium und Magnesium (Hauptelemente im dolomitischen Kalk) auch Phosphor, Kalium und Spurenelemente. Damit ist eine entzugsgerechte Rückführung der Nährstoffe möglich, was ein deutlicher Vorteil gegenüber der Waldkalkung ist

6. Veröffentlichungen

Ettl, R., Weis, W. & Göttlein, A. 2009. Rinden-Asche-Presslinge ein Lösungsansatz für ein ökologisch verträgliches Ascherecycling? Forst und Holz 64, 24-30.

Ettl, R., Weis, W. & Göttlein, A. 2010 Laborversuch zur Bewertung von Organo-Asche-Presslingen und einem Kalk-Asche-Gemisch als mögliche Produkte für eine nährstoffliche Kreislaufwirtschaft in Wäldern. Forstarchiv 81, 12-20.