

Meliorationswirkung und ökosystemare Risiken von Holzascheausbringung auf Waldböden Südwestdeutschlands

JÜRGEN SCHÄFFER

1 EINLEITUNG

In Baden-Württemberg wird seit Beginn der 80er Jahre ein langfristig angelegtes Kalkungsprogramm zur Kompensation von depositions- und nutzungsbedingten Säureinträgen sowie zur Erhaltung der Puffer- und Filterfunktion der Waldböden umgesetzt. Die durch Kalkungsmaßnahmen erreichbaren Kompensations- und Meliorationsziele sind vielfach belegt (HILDEBRAND 1996, SCHÄFFER et al. 2001, SCHÜLER 2002). Die Eigenschaften der für die Bodenschutzkalkung eingesetzten Dolomite sind bezüglich der Elementgehalte, der Bindungsform sowie der Aufmahlung klar definiert. Aufgrund ihrer Zusammensetzung und chemischen Eigenschaften eignen sich neben den praxisüblich eingesetzten Dolomiten grundsätzlich auch Holzaschen für die Ausbringung bei der Waldbodenmelioration. Hinsichtlich ihrer Elementgehalte entsprechen Holzaschen calciumdominierten Mehrnährstoffdüngern. Sie wirken wie die karbonatischen Kalke als Puffersubstanz, da das dominierende Calcium vorwiegend in oxidischer Bindungsform vorliegt. Durch die Anreicherung von Kalium und Phosphor im Verbrennungsrückstand wird bei einer Ascheausbringung ein zusätzlicher Ernährungseffekt gegenüber herkömmlichen Bodenschutzkalkungen erreicht.

Neben diesen positiven Effekten sind bei einer Holzascheausbringung in einer Gesamtbilanz aber auch Risiken zu berücksichtigen. Durch die hohe Reaktivität mit mittleren pH-Werten von über 12 können negative Effekte auf die Bodenfauna und -flora sowie auf den Bodenchemismus nicht ausgeschlossen werden. Hohe Konzentrationen der Basen-Kationen in der Bodenlösung können zu einer Mobilisierung und Verlagerung von Aluminium oder von Schwermetallen führen. Durch die pH-Anhebung wird die Mineralisierung angeregt und eventuell eine Überschussnitrifikation ausgelöst.

Im Rahmen eines durch das BML geförderten Verbundprojektes wurden an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) in Kooperation mit Arbeitsgruppen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und dem Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen die Auswirkungen der Holzascheausbringung auf Waldböden aus unterschiedlichen geologischen Ausgangssubstraten und

Depositionsbelastungen untersucht. Im Vordergrund des Projektes stand die Bewertung der erreichbaren Meliorationseffekte sowie die Abschätzung des mit der Ausbringung verbundenen Risikopotenziales (BÜTTNER et al. 1998, RUMPF et al. 2001). Nachfolgend werden Ergebnisse von den baden-württembergischen Versuchsflächen „Conventwald“ und „Ochsenhausen“ vorgestellt.

• **UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN CONVENTWALD UND OCHSENHAUSEN**

Die 1996 angelegte Versuchsfläche Conventwald liegt am Westabhang des Mittleren Schwarzwaldes in submontaner Höhenlage. Um den Einfluss unterschiedlicher Baumarten auf das Stoffflussgeschehen zu erfassen, wurden jeweils 400 m² große Teilflächen in einem Fichten- und Buchenstangenholz mit 2.4 t/ha, 12 t/ha und 18 t/ha Asche behandelt (siehe Tab. 1).

Im Forstbezirk Ochsenhausen (württembergisches Alpenvorland) wurde 1994 auf einer Kaliumdüngerversuchsparzelle in einem Fichtenbestand 10 t/ha Holzasche ausgebracht. Der Bodentyp entspricht dort einer Parabraunerde aus Reiß-Grundmoränenmaterial. Während der Standort Conventwald durch eine hohe Wasserleitfähigkeit und damit eine rasche Stoffverlagerung gekennzeichnet ist, ist die hydraulische Leitfähigkeit des Standortes in Ochsenhausen deutlich geringer. Im Conventwald können Lösungsschübe schnell und weit in den Mineralboden hineingetragen werden. Einen Überblick über die Versuchsflächen gibt Tab. 1.

Tab. 1: Lage der Versuchsflächen.

Lage	Höhe	Nieder-schlag (mm)	Bodentyp / Aus-gangsmaterial	Baumart	Humusform	Variante Asche in t/ha
Schwarzwald (Convent-wald)	750	1400	Braunerde / basenreiche Paragneise	Fi (45)	rohhumusartiger Moder	2,4
						12
				Bu (45)	F-Mull / mullartiger Moder	18
Ochsen-hausen	650	950	Parabraunerde/ Rissgrundmoräne	Fi (70)	Moder / rohhumusartiger Moder	10

Die Zusammensetzung der auf den Versuchsflächen ausgebrachten Holzaschen ist in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: pH-Werte und Elementgehalte der ausgebrachten Holzaschen.

Standort	pH	P	K	Ca	Mg
			g/kg		
Conventwald	12,7	6,5	30,3	322,4	17,4
Ochsenhausen	12,4	1,6	12,3	185,1	12,5

Standort	Mn	Al	Fe	S	Zn	Cd	Cu	Pb
			g/kg			mg/kg		
Conventwald	9,8	9,1	13,2	10,7	0,4	5,9	145,6	51,9
Ochsenhausen	3,8	15,8	14,4	2,6	0,2	0,9	16,7	18,0

Bei den mit 2.4 t Asche dosierten Varianten im Conventwald wurde eine äquivalente Calciummenge wie bei einer mit 3 t/ha praxisüblich dosierten Dolomitmalkung ausgebracht. Im Vergleich zu Rostaschen, die im Rahmen einer Betreiberbefragung an der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt untersucht wurden (NIEDERBERGER 2002), liegen die Gehalte an Kalium und Phosphor bei dieser Asche unter den Mittelwerten, die Calcium-, Cadmium- und Bleiwerte darüber. Die für RAL-Düngemittelkalk geforderten Grenzwerte für Cadmium und Kupfer werden um den Faktor 3 bzw. 4 überschritten.

Sowohl die Anteile der Makronährelemente wie auch der Schwermetalle sind bei der in Ochsenhausen ausgebrachten Asche unterdurchschnittlich. Die RAL-Grenzwerte bezüglich der Schwermetalle werden eingehalten.

- **EINFLUSS DER ASCHEBEHANDLUNG AUF DAS SICKERWASSER UND ELEMENTVORRÄTE**

- **BODENLÖSUNG**

Die Bodenlösung wird auf den Versuchsflächen mittels Unterdrucklysimetern gewonnen und die Proben im zweiwöchigen Rhythmus im Labor der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt auf die Massenelemente und Schwermetalle untersucht.

pH-Wert

Nach Ausbringung der Holzasche stieg der pH-Wert unter der Auflage auf allen Versuchsflächen deutlich an (Abb.1).

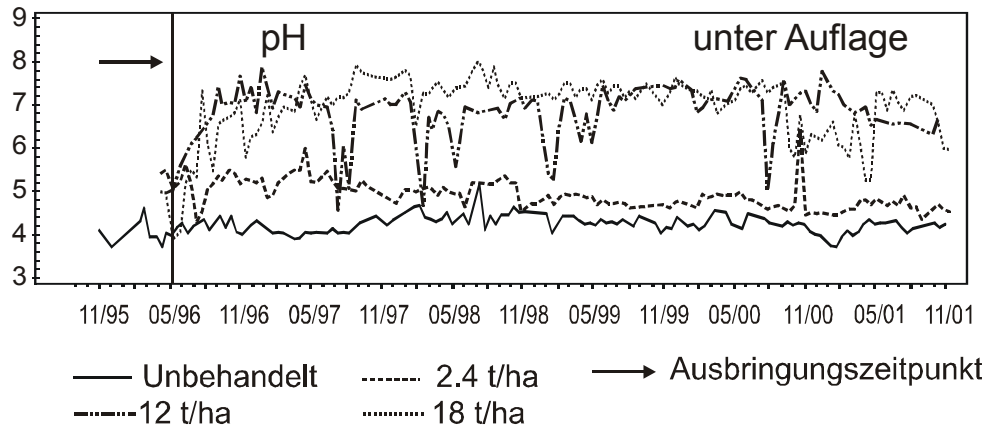
Im Conventwald ist die Säurestärke in Abhängigkeit von der Dosierungshöhe reduziert. Auf den hochdosiert behandelten

Versuchsflächen lag der pH-Wert im Sickerwasser unter der Auflage über den gesamten Beobachtungszeitraum von fünfeinhalb Jahren um ca. 2.5 bis 3 pH-Stufen über dem Vergleichswert der Kontrollfläche. Ein deutliche Absenkung der Säurestärke war auch auf der niedrig dosiert behandelten Versuchsfläche eingetreten.

In Ochsenhausen ist in den ersten beiden Jahren nach Ausbringung der Holzasche nur eine geringe Änderung der Säurestärke in der Bodenlösung eingetreten. 1996 steigt der pH-Wert auf einen Werte um 6 an und verharrt über den gesamten Beobachtungszeitraum auf diesem, um 2 pH-Stufen über der Kontrollfläche liegenden Niveau.

Im Mineralboden ist ein pH-Effekt in der Bodenlösung nur auf den mit 18 t/ha behandelten Buchen- und Fichtenflächen des Conventwaldes eingetreten.

Conventwald



Ochsenhausen

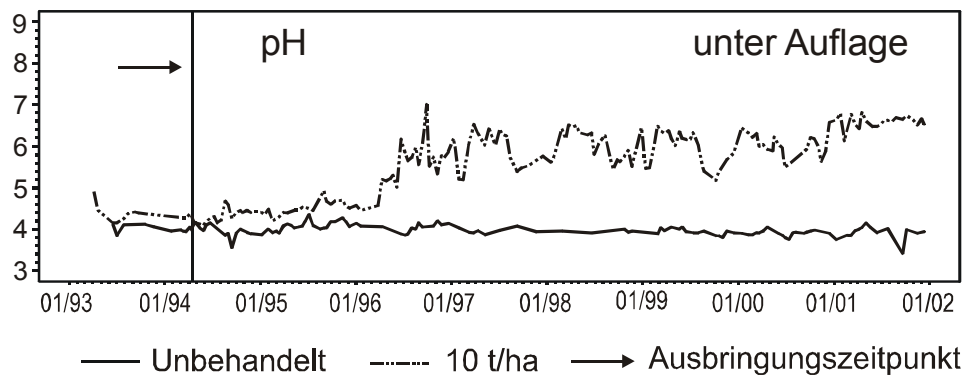


Abb. 1: pH-Wert in der Bodenlösung unter der Auflage für die Fichtenversuchsflächen im Conventwald (oben) nach Ausbringung von 2.4 t/ha, 12 t/ha und 18 t/ha Holzrasche sowie für Ochsenhausen (Ascheausbringung von 10 t/ha).

Transport von Mb-Kationen

Wie für den pH-Wert ist auch für Calcium im Conventwald eine nach der Dosierungshöhe abgestufte Erhöhung der Bodenlösungskonzentration unter der Auflage eingetreten. Auf der mit 2.4 t behandelten Fichtenparzelle wird in der Humusaufgabe ein Großteil des aus der Holzrasche gelösten Calciums gebunden, sodass nur für ein Jahr ein erhöhter Calciumfluss in den Mineralboden zu beobachten ist (Abb. 2). Im tieferen Mineralboden sind die Calciumkonzentrationen auf den hochdosierten Varianten leicht erhöht und durch einzelne Konzentrationsspitzen gekennzeichnet.

In Ochsenhausen tritt der Anstieg der Bodenlösungskonzentration mit zeitlicher Verzögerung ein Jahr nach Ascheausbringung auf. In den Folgejahren liegen die mittleren Calciumkonzentrationen auf der behandelten Fläche um Größenordnungen (im Jahr 1996 um den Faktor 5, im Jahr 2000 um den Faktor 50) über den Vergleichswerten der unbehandelten Parzelle.

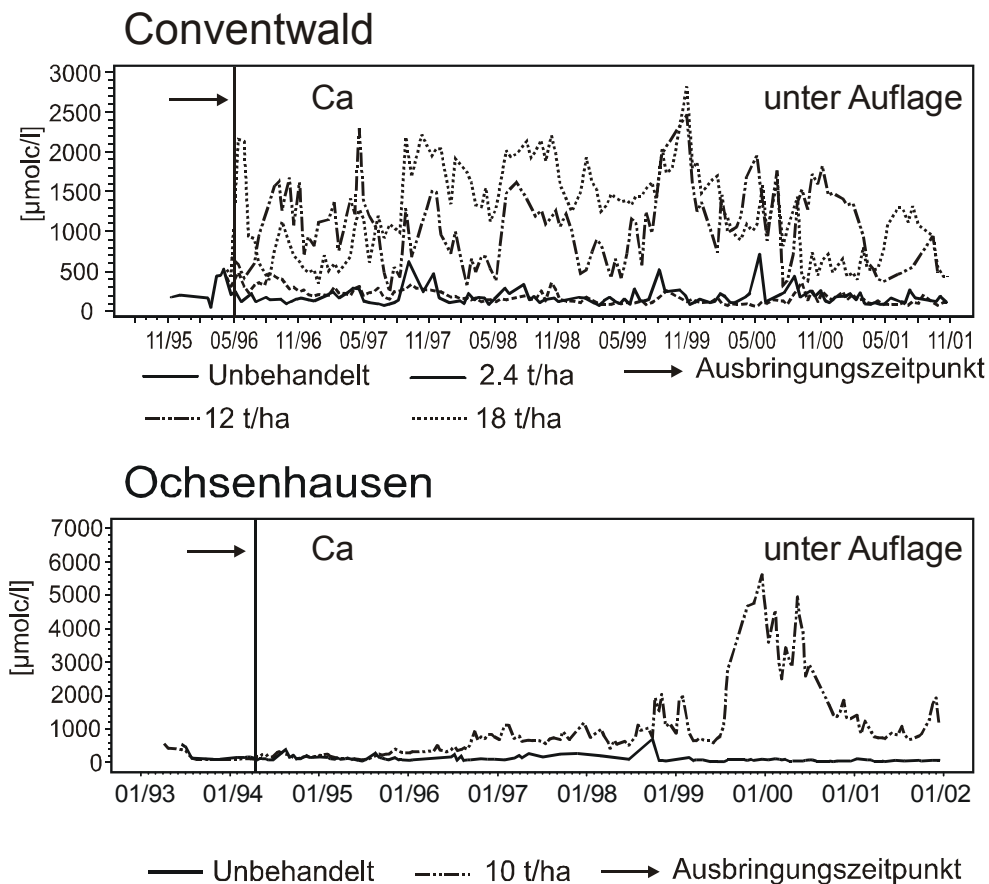


Abb. 2: Calciumkonzentration (in µmol/l) in der Bodenlösung unter der Auflage für die Fichtenversuchsflächen im Conventwald (oben) und Ochsenhausen (unten).

Für Kalium ist im Conventwald nur auf den hochdosiert behandelten Versuchsflächen eine deutliche Erhöhung der Lösungskonzentration unter der Auflage eingetreten, die sich jedoch auf die ersten beiden Jahre nach der Ausbringung beschränkte.

In Ochsenhausen tritt Kalium zusätzlich zu einem initialen Anstieg in den Jahren 1999 und 2000 in hohen Konzentrationen in der Bodenlösung auf.

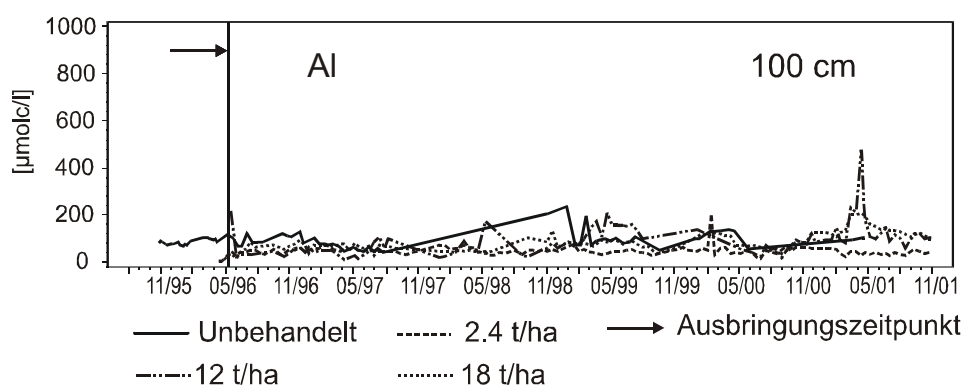
Die Freisetzungsraten von Magnesium war ebenfalls durch die Höhe der ausgebrachten Aschemenge bestimmt.

Eine nachhaltige Erhöhung der Konzentrationen im Sickerwasser und ein Transport in tiefere Bodenhorizonte trat beim Kalium und Magnesium nur auf den hochdosiert behandelten Varianten im Conventwald auf.

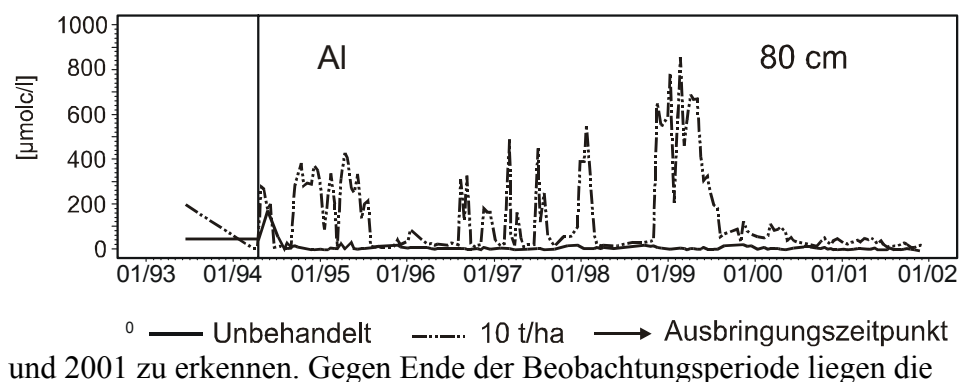
Aluminium im Sickerwasser

Aufgrund der hohen Löslichkeit der in oxidischer Bindungsform vorliegenden Neutralkationen, insbesondere von Calcium, tritt bei hohen Basenkonzentrationen in der Bodenlösung eine Verdrängung des in großen Mengen in versauerten Waldböden gespeicherten Aluminiums von den Austauscherplätzen ein. Im Conventwald ist diese initiale Freisetzung bis in 50 cm Bodentiefe in Form eines auf wenige Monate begrenzten Aluminiumpeaks insbesondere auf der hoch dosiert behandelten Fichtenfläche erkennbar. In 100 cm Bodentiefe ist kein Unterschied zwischen den Lösungskonzentrationen der Kontrollfläche und den behandelten Varianten nachweisbar (Abb. 3). In Ochsenhausen treten bei einer Aschedosierung von 10 t/ha in 80 cm Bodentiefe sechs Jahre nach Behandlung noch Konzentrationsspitzen auf, die den Grenzwert für Aluminium aus der Trinkwasser-VO (22,2 $\mu\text{mol/l}$) um Größenordnungen übersteigen. Ein Abklingen der Aluminiumschübe ist in den Jahren 2000

Conventwald



Ochsenhausen



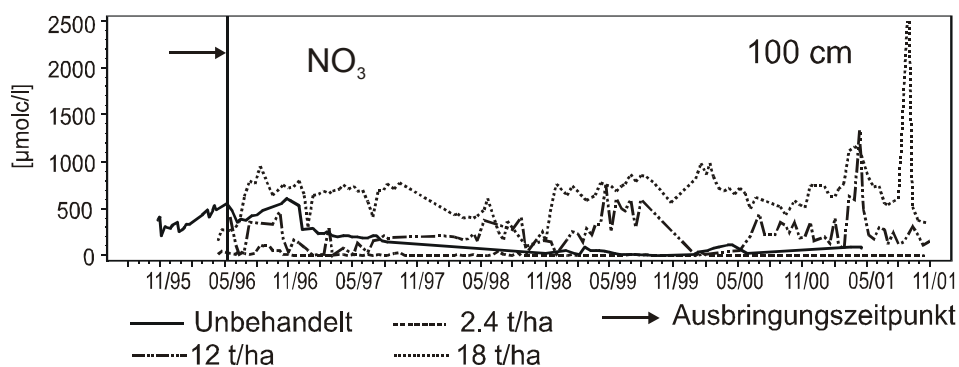
Konzentrationen auf der behandelten und unbehandelten Fläche auf einem vergleichbaren Niveau.

Abb. 3: Aluminiumkonzentration (in $\mu\text{mol/l}$) unter den Fichtenversuchsflächen im Conventwald in 100 cm Bodentiefe (oben) und Ochsenhausen (unten) in 80 cm Bodentiefe.

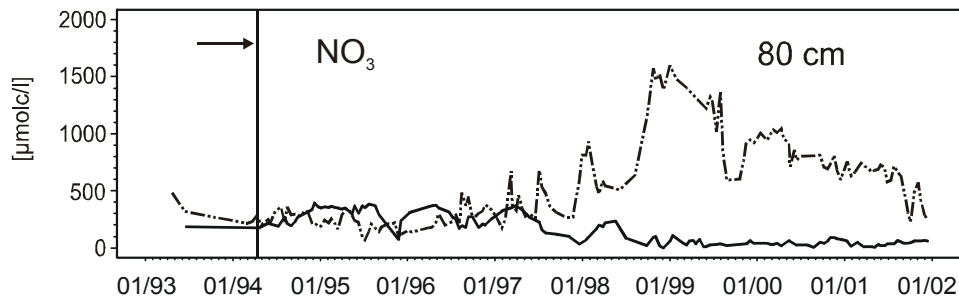
Mobilisierung von Nitrat

Nach Ausbringung von karbonatischen und oxidischen Basenträgern können aufgrund der Verringerung der Säurestärke spontan nitrifizierende Mikroorganismen begünstigt werden und Nitratschübe im Sickerwasser ausgelöst werden. Abb. 4 zeigt die Nitratgehalte in der Bodenlösung für die Fichtenvarianten im Conventwald in 100 cm Bodentiefe sowie für die

Conventwald



Ochsenhausen



aschebehandelte Parzelle in Ochsenhausen in 80 cm Bodentiefe.

Abb. 4: Nitratkonzentration (in $\mu\text{mol/l}$) unter den Fichtenversuchsflächen im Conventwald in 100 cm Bodentiefe (oben) und Ochsenhausen (unten) in 80 cm Bodentiefe.

Die geringsten Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung treten unter der mit 2.4 t/ha behandelten Fichtenversuchsfläche im Conventwald auf. Nur auf der mit 18 t/ha behandelten Versuchsfläche werden in 100 cm Bodentiefe Nitratkonzentrationen im Bereich des für Trinkwasser geltenden Grenzwertes von 50 mg/l ($806 \mu\text{mol}_e/\text{l}$) erreicht.

Eine spontane Förderung der Nitrifizierer ist auf der Versuchsfläche Ochsenhausen offensichtlich nicht eingetreten. Die NO_3 -Konzentrationen liegen in den ersten drei Jahren nach Behandlung sogar unter den Werten der Kontrollfläche. Ab 1997 treten einzelne Konzentrationsspitzen auf, die in einen kontinuierlichen Anstieg überleiten. Die Spitzenkonzentrationen liegen im Jahr 1999 über $1500 \mu\text{mol/l}$. Da weder die Sulfat- noch die DOC-Konzentrationen auf der aschebehandelten Fläche signifikant gegenüber der unbehandelten Kontrollfläche erhöht sind, treibt Nitrat die Verlagerung von Aluminium und Calcium an. Dabei läuft die Mobilisierung von Aluminium der von Calcium voraus. Gegen Ende der Beobachtungsperiode nimmt die Nitratkonzentration in der Bodenlösung wieder deutlich ab.

Schwermetalle

Schwermetalle können durch Lösungsprozesse aus der Holzasche direkt freigesetzt und mit dem Sickerwasser verfrachtet werden. Eine Verlagerung von organisch gebundenen Schwermetallen durch die ascheinduzierte Freisetzung von gelöstem organischem Kohlenstoff ist ebenfalls möglich. Die Erhöhung des pH-Wertes wirkt auf der anderen Seite der Mobilisierung von Schwermetallen entgegen. Zur Abschätzung des Risikopotenziales wurden im Conventwald auf den hochdosiert behandelten Varianten die Konzentrationen der Schwermetalle in der Bodenlösung unter der Auflage und in 50 cm Bodentiefe untersucht, in Ochsenhausen unter der Auflage, in 20 und 80 cm Bodentiefe. Abb. 6 zeigt für die mit 18 t/ha behandelte Fichtenvariante im Conventwald sowie die Aschefläche in Ochsenhausen die Cadmiumgehalte in der Bodenlösung in 50 cm bzw. 80 cm Bodentiefe. Selbst bei einer überhohen Dosierung von 18 t/ha und einem Cadmiumgehalt der Holzasche von nahezu 6 mg/kg werden die Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser (Cadmium: $5 \mu\text{g}$) zu keinem Zeitpunkt der Beobachtungsperiode auf den beiden Versuchsflächen überschritten. Im Conventwald ist ein initialer Lösungsschub zu erkennen, der jedoch zeitlich auf ein halbes Jahr beschränkt bleibt. Für Blei und Kupfer werden bei diesen Dosierungen die Prüfwerte aus der Bodenschutz- und Altlastenverordnung ebenfalls nicht überschritten.

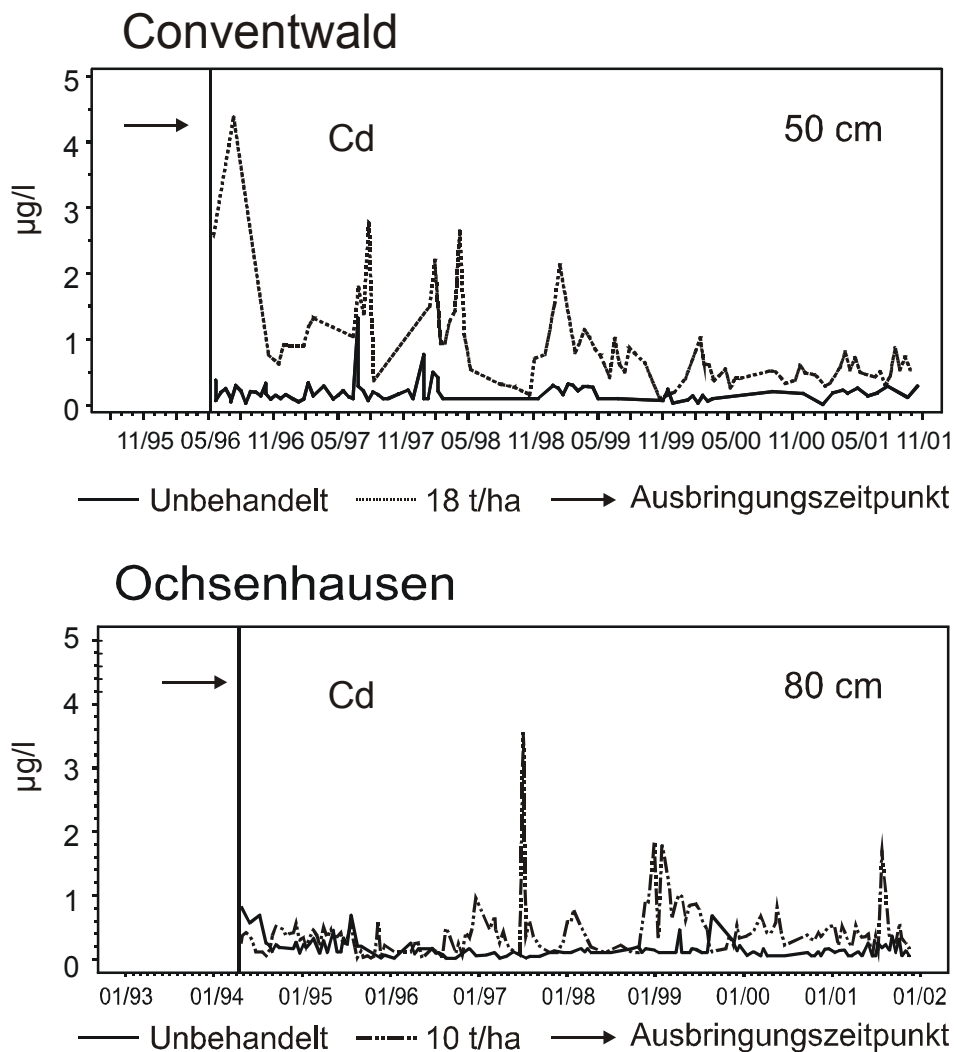


Abb. 5: Cadmiumkonzentrationen in der Bodenlösung (in µg/l) unter der mit 18 t/ha behandelten Fichtenversuchsfläche im Conventwald (50 cm Bodentiefe) und der mit 10 t/ha gedüngten Fichtenparzelle in Ochsenhausen (80 cm Bodentiefe).

○ **PH-WERTE, ELEMENTGEHALTE IN DER AUFLAGE
UND AUSTAUSCHBARE IONENVORRÄTE**

Mit der Ascheausbringung ist eine Erhöhung der Elementgehalte von Calcium, Kalium und Magnesium in den Auflagehorizonten und der austauschbar gebundenen Ionenvorräte im Mineralboden verbunden. Tab. 3 zeigt für die O_L/O_F-Lagen, die O_H-Lagen sowie den Ah-Horizont den Vergleich zwischen der aschebehandelten Parzelle sowie der Nullfläche in

Ochsenhausen fünf Jahre nach der Behandlung. Die Signifikanz wurde mit dem nichtparametrischen Wilcoxon-Rangsummentest ermittelt (einseitige Überschreitungswahrscheinlichkeit).

Die Säurestärke in den Auflagehorizonten ist 5 Jahre nach Aschebehandlung signifikant reduziert. Im oberen Mineralboden ist kein Einfluss der Aschebehandlung auf die pH-Werte zu erkennen.

In allen beprobten Horizonten liegen höhere Calcium- und Magnesiumanteile (Faktor 2 bis 4) vor. Hierbei ist für Calcium in allen beprobten Horizonten ein signifikanter Unterschied zwischen behandelter und unbehandelter Parzelle gegeben. Die Basensättigung ist bedingt durch die erhöhten Calciumanteile um das Doppelte erhöht.

In den Auflagehorizonten sind die Kaliumgehalte deutlich erhöht, im oberen Mineralboden entsprechen sich die Anteile an der Austauschkapazität auf der Nullfläche und der aschebehandelten Fläche. Aluminium, Eisen und Zink sind mit höheren Gehalten in der O_L/O_F-Lage vertreten. Es ist jedoch kein tieferreichender Behandlungseffekt für diese Elemente gegeben.

Tab. 3: pH-Werte, Elementgehalte und austauschbar gebundene Ionenvorräte in den Auflagehorizonten und im oberen Mineralboden (0 - 5 cm). Die Prüfung der Signifikanz erfolgte mit dem nichtparametrischen Wilcoxon-Rangsummentest (Überschreitungswahrscheinlichkeiten: * ≤ 10%, ** ≤ 5 % und *** ≤ 1 %) fünf Jahre nach Aschebehandlung.

O_L/O_F-Lage									
Variante	pH-H ₂ O	pH-KCl	Ca	Mg	K	Al	Fe	Zn	
			mg/g						mg/kg
Kontrolle	4,78	3,03	3,25	0,57	0,81	3,36	3,38	37,9	
Asche	3,74	4,09	13,08	1,47	1,63	8,18	7,02	69,0	
Signifikanz	**	**	**	***	***	**	**	***	
O_H/ -Lage									
Variante	pH-H ₂ O	pH-KCl	Ca	Mg	K	Al	Fe	Zn	
			mg/g						mg/kg
Kontrolle	3,45	2,75	1,45	0,85	0,82	9,10	8,18	36,4	
Asche	4,12	3,43	4,66	1,40	1,34	12,41	10,52	39,9	
Signifikanz	**	**	**	n.s.	**	n.s.	n.s.	n.s.	
A_n-Horizont									
Variante	pH-H ₂ O	pH-KCl	Ca	Mg	K	Al	Fe	Ake	Basen
			μval/g						%
Kontrolle	3,61	3,07	4,56	1,36	0,73	114,2	8,13	142,5	5,3
Asche	3,71	3,09	12,28	2,73	0,76	109,1	8,15	145,7	10,7
Signifikanz	n.s.	n.s.	*	*	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*

• VERBESSERUNG DER NÄHRELEMENTVERSORGUNG

Durch die Erhöhung der Neutralkationenkonzentrationen sowie von Phosphat in der Bodenlösung sind positive Effekte auf die Verfügbarkeit dieser Makronährelemente zu erwarten. Ergebnisse der Immissionsökologischen Waldzustandserfassung (IWE) in Baden-Württemberg zeigen, dass in den zurückliegenden Jahren landesweit eine Verbesserung der Magnesiumversorgung eingetreten ist. Auf den lehmigen Substraten treten hingegen verstärkt Kaliummängel auf, die sich räumlich ausweiten (HILDEBRAND & SCHÖPFER 1993). Bei nadelanalytisch nachgewiesenem Kaliummangel erfolgt bei Bodenschutzkalkungen die Beimischung eines leichtlöslichen Kaliumdüngers. Durch die Zumischung von Holzasche könnte diese kostenintensive Zumischungskomponente zumindest teilweise substituiert werden.

Abb. 6 links zeigt die Kaliumgehalte der einjährigen Nadeln vom 7. Quirl auf den mit 2.4 t/ha, 12 t/ha und 18 t/ha behandelten Parzellen im Conventwald ein halbes (1996) bzw. dreieinhalb Jahre (1999) nach Aschebehandlung.

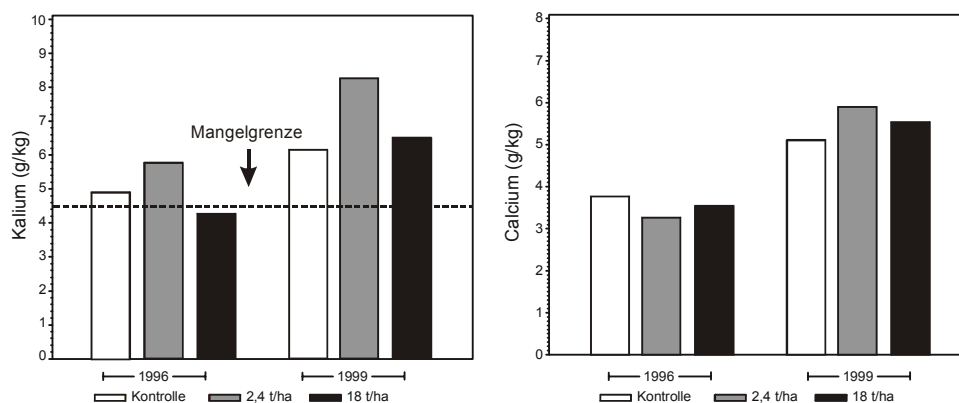


Abb. 6: Mittlerer Kalium- und Calciumgehalt (g/kg) der einjährigen Nadeln vom 7. Quirl von 5 Prohebäumen ein halbes bzw. dreieinhalb Jahre nach der Aschebehandlung auf den Fichtenversuchsflächen im Conventwald.

Die Kaliumnadelspiegelwerte auf der Kontrollfläche sowie der mit 18 t/ha behandelten Versuchsfläche lagen ein halbes Jahr nach Ausbringung der Holzasche im Bereich bzw. unterhalb der Mangelgrenze von 4.5 g/kg. Für die mit 2.4 t/ha behandelte Versuchsfläche ist zu diesem Zeitpunkt bereits ein erhöhter Kaliumspiegelwert erkennbar. Dreieinhalb Jahre nach Aschebehandlung liegt der Mittelwert auf dieser Variante signifikant um

34 % über dem Vergleichswert der Kontrolle. Auf der mit 18 t/ha behandelten Variante liegen zu diesem Zeitpunkt die Kaliumspiegelwerte ebenfalls über dem Referenzwert der Kontrollfläche (5.6 %). Neben der Behandlung ist auch ein witterungsbedingter Einfluss auf die Kaliumversorgung gegeben. 1999 liegt der mittlere Kaliumspiegelwert auf der unbehandelten Fläche auf einem deutlich höheren Niveau (+ 1.2 g/kg über dem Wert des Jahres 1996).

Wie für Kalium liegen die Calciumgehalte des 1. Nadeljahrganges der Probenahme im Jahr 1999 auf einem deutlich höheren Niveau als im Jahr 1996. Der maximale Nadelspiegelwert tritt analog zum Kalium auf der mit 2.4 t/ha behandelten Fläche auf, die Werte der hochdosiert behandelten Versuchsflächen übersteigen ebenfalls das Niveau auf der Kontrollfläche. Trotz hoher Calciumkonzentrationen in der Bodenlösung ist die Nährelementaufnahme nicht einseitig in Richtung einer höheren Calciumaufnahme verschoben. Bei moderater Dosierung ist sowohl die Kalium- als auch die Calciumaufnahme deutlich verbessert. Ein Kalium-Calcium-Aufnahmeantagonismus tritt auch auf den hochdosiert behandelten Parzellen nicht ein.

Beim Phosphor ist 1999 noch keine Erhöhung der Nadelspiegelwerte festzustellen. Die im Conventwald ausgebrachte Asche wies mit 1.6 g/kg bzw. 0.4 % P_2O_5 deutlich geringere Phosphorgehalte auf, wie sie im Vorschlag der FVA für ein Holzschekreislaufkonzept gefordert werden (2 % P_2O_5). Kurzfristige Ernährungseffekte sind bei diesen Gehalten nicht zu erwarten.

• **FAZIT**

Holzascheausbringung auf versauerten Waldböden führt wie die Bodenschutzkalkung zu einer Stabilisierung und Verbesserung des Säure-/Basenzustandes in den Auflagen und im Mineralboden. Dadurch werden die Voraussetzungen für eine Belebung der biologischen Aktivität geschaffen und biologisch vermittelte Stoffkreisläufe angeregt. Zusätzlich zur meliorativen Wirkung von dolomitischen Kalken tritt durch die Anreicherung essentieller Nährelemente in den Holzaschen eine verbesserte Nährelementversorgung ein. Für Kalium ist ein signifikanter Ernährungseffekt belegt. Kalium und Phosphor, die im Zuge der Bodenschutzkalkung als Beimischungskomponenten eingesetzt werden, könnten bei einer Zumischung von Holzasche zu Dolomiten zumindest teilweise substituiert werden und dadurch natürliche Kalk-, Kali- und Phosphatreserven geschont werden.

Die Anreicherung von Schwermetallen im Verbrennungsrückstand sowie hohe Reaktivitäten von Holzaschen müssen als Risikofaktoren beachtet werden. Die Geländeversuche im Conventwald und in Ochsenhausen zeigen jedoch, dass eine kritische Schwermetallverlagerung selbst bei überhohen Dosierungen nicht eingetreten ist. Eine Tiefenverlagerung von Aluminium und Nitrat ist bei Dosierungen, wie sie im Holzaschekreislaufkonzept bei v. WILPERT (2002) vorgeschlagen werden, nicht zu befürchten. Werden die dort formulierten Rahmenbedingungen zu Ausbringungsmengen und Ausbringungszyklen eingehalten, ist der Einsatz von Holzaschen aus unbehandelten Waldhölzern bei der Bodenschutzkalkung ökosystemverträglich möglich.

• LITERATUR

- BÜTTNER, G., GERING, C., NELL, U., RUMPF, S., v. WILPERT, K. (1998): Einsatz von Holzasche in Wäldern. Forst u. Holz 53, 72-76
- HILDEBRAND, E.E. (1996): Warum müssen wir Waldböden kalken? Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 26, Ulmer, Stuttgart, 53-65
- HILDEBRAND, E.E., SCHÖPFER, W. (1993): Ergebnisse der Belastungsinventur Baden-Württemberg 1988. Mitt. FVA Bad.-Württbg., 64 S.
- NIEDERBERGER, J. (2002): Holzaschequalität und technische Rahmenbedingungen bei der Verbrennung - Ergebnisse einer Betreiberbefragung. In diesem Band S. 107
- RUMPF, S., LUDWIG, B., MINDRUP, M. (2001): Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164, 569-575
- SCHÄFFER, J., GEIBEN, V., HOCH, R., v. WILPERT, K. (2001): Waldkalkung belebt Böden wieder. AFZ/Der Wald 56, 1106-2001
- SCHÜLER, G. (2002): Schutz versauerter Böden in nachhaltig bewirtschafteten Wäldern - Ergebnisse aus 10-jähriger interdisziplinärer Forschung. AFJZ 173, 1-7
- v. WILPERT K. (2002): Eckpunkte und wissenschaftliche Begründung eines Holzasche-Kreislaufkonzepts. In diesem Band S. 17

Adresse des Autors

OFR Jürgen Schäffer
Abt. Bodenkunde
FVA Freiburg