

FORSTLICHE SCHRIFTENREIHE  
UNIVERSITÄT FÜR BODENKULTUR, WIEN

Band 5

G. GLATZEL, R. JANDL,  
M. SIEGHARDT UND H. HAGER  
(HRSG.)

**MAGNESIUMMANGEL  
IN MITTELEUROPÄISCHEN  
WALDÖKOSYSTEMEN**

Ergebnisse eines Symposiums  
in Salzburg am 8. und 9. April 1991

Dieses Symposium wurde von der  
**TIROLER MAGNESIT AKTIENGESELLSCHAFT**  
finanziell gefördert

FEBRUAR 1992

**Glatzel, G., R. Jandl, M. Sieghardt und H. Hager (Hrsg.); 1992: Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen.**

Forstliche Schriftenreihe, Univ. f. Bodenkultur, Wien; Bd. 5, 197 S.; Verleger: Österr. Ges. f. Waldökosystemforschung und experimentelle Baumforschung an der Univ. f. Bodenkultur. ISBN 3-900865-04-3

**Kurzfassung:** Magnesiummangel in Waldökosystemen, als wesentliche Erscheinungsform der gegenwärtigen Walderkrankungen in Mitteleuropa, war das Thema eines internationalen Symposiums am 8. und 9. April 1991 in Salzburg. Im vorliegenden Band werden die überarbeiteten und ergänzten Referate veröffentlicht. Die 17 Beiträge lassen sich drei Bereichen zuordnen. Neue Erkenntnisse der Grundlagenforschung über den Magnesiumhaushalt von Waldökosystemen, Untersuchungen über die Häufigkeit des Auftretens von Magnesiummangel und Fallstudien über Möglichkeiten der Behebung von Magnesiummangel in Waldökosystemen.

**Stichwörter:** *Neuartige Waldschäden, Magnesiumernährung, Magnesiummangel, Bodenversauerung, Magnesiumdüngung, Mitteleuropa.*

**Glatzel, G., R. Jandl, M. Sieghardt and H. Hager (Eds.); 1992: Magnesium Deficiency in Central European Forest Ecosystems.**

Forstliche Schriftenreihe, Univ. f. Bodenkultur, Wien; Vol. 5, 197 p.; Published by the Austrian Society for Forest Ecosystem Research and Experimental Tree Research at the University of Agriculture in Vienna. ISBN 3-900865-04-3

**Abstract:** Magnesium deficiency in forest ecosystems, as a component of forest decline in Central Europe, was the theme of an international Symposium in Salzburg in April of 1991. In this volume the revised and extended papers of this symposium are published. The contributions cover new results of basic research on magnesium in forest ecosystems, results of surveys directed at establishing the extent of magnesium deficiency, and case studies on amelioration of magnesium deficiency in forest ecosystems.

**Keywords:** *Forest decline, magnesium nutrition, magnesium deficiency, soil acidification, magnesium fertilization, Central Europe.*

## Vorwort der Herausgeber

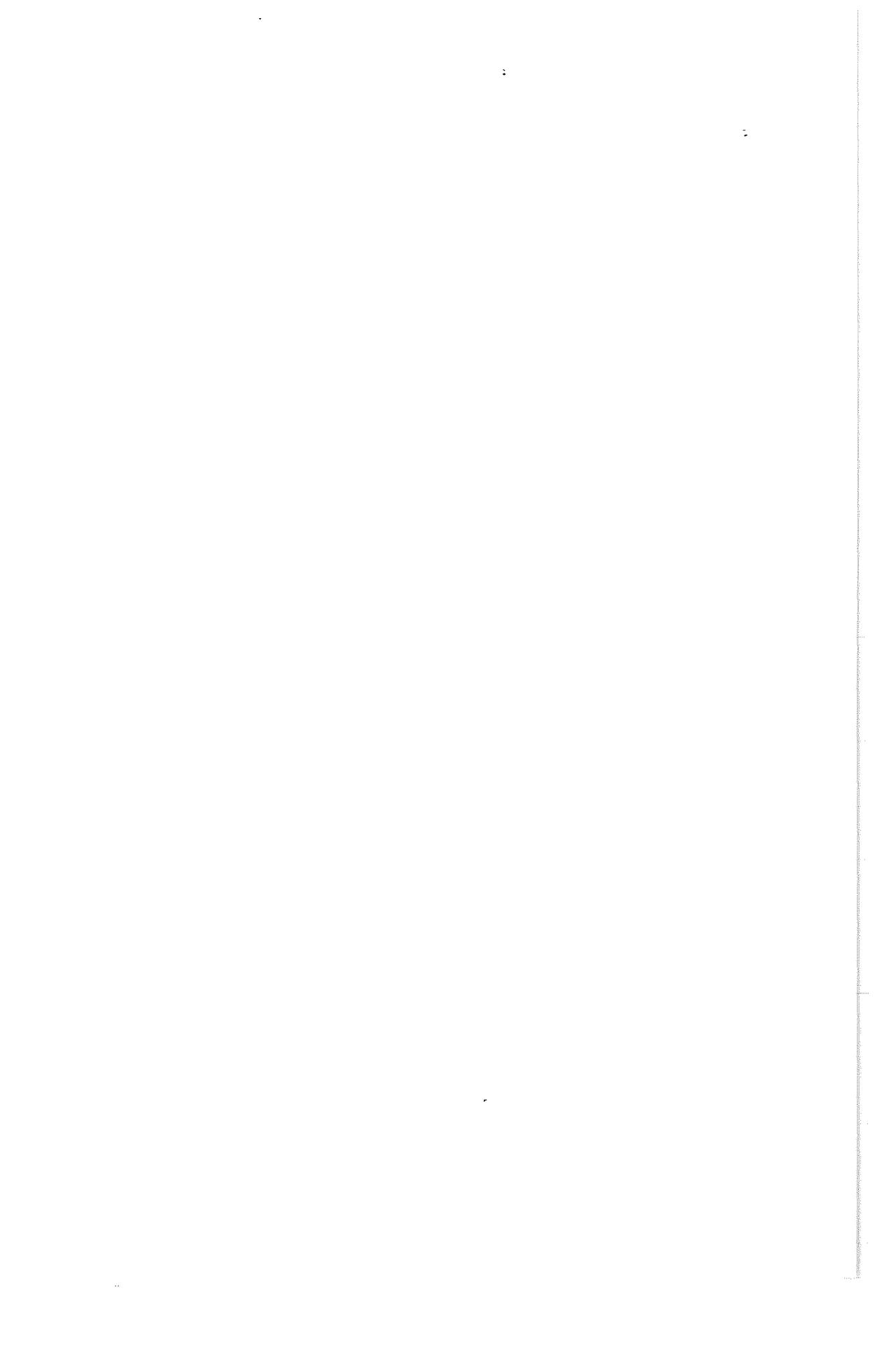
Die Waldschadensforschung des vergangenen Dezenniums hat gezeigt, daß Nährstoffmangel, insbesondere Magnesiummangel, eine wesentliche Komponente der gegenwärtigen Walderkrankungen in Mitteleuropa ist. Versuche, diesen Magnesiummangel durch Zufuhr von Magnesiumdüngemitteln zu lindern oder zu beseitigen, erbrachten im allgemeinen gute Ergebnisse. Vor diesem Hintergrund bat uns die Tiroler Magnesit Aktiengesellschaft, die an der Entwicklung spezieller Magnesiumdüngemittel für den Einsatz in Waldökosystemen arbeitet, ein Symposium zu organisieren, um die Firmenleitung und einen ausgewählten Kreis von Forstfachleuten über den neuesten Erkenntnisstand der Forschung zum Magnesiumhaushalt von Wäldern zu informieren. Am 8. und 9. April 1991 wurde dann in Salzburg unter Mitwirkung von führenden Fachleuten aus dem deutschen Sprachraum das Symposium "Magnesiummangel in Mitteleuropäischen Waldökosystemen" abgehalten. Das Symposium verlief sehr erfolgreich und es gabe ausführliche Diskussionen.

Der vorliegende Band bringt die überarbeiteten und ergänzten Manuskripte aller 17 Vorträge. Wir hoffen damit nicht nur den Symposiumsteilnehmern sondern auch allen am Magnesiumproblem interessierten Forstleuten und Umweltfachleuten einen Überblick über den aktuellen Wissensstand auf diesem Gebiet bieten zu können.

Den Autoren ist an dieser Stelle für die große Geduld bei der wiederholten Revision der Manuskripte zu danken. Der Tiroler Magnesit Aktiengesellschaft danken wir für die finanzielle Unterstützung des Symposiums und für die gelungene Organisation am Tagungsort.

Wien, im Februar 1992,

*Gerhard Glatzel, Robert Jandl,  
Monika Sieghardt und Herbert Hager*



## Inhaltsverzeichnis

<b>H. Marschner:</b> Bodenversauerung und Magnesiumernährung der Pflanzen ...	1
<b>S. Fink:</b> Physiologische und strukturelle Veränderungen an Bäumen unter Magnesiummangel .....	16
<b>H.P. Ende, H.W. Zöttl und R.F. Hüttl:</b> Magnesiummangel und Magnesiumdüngung in Waldökosystemen des Schwarzwaldes .....	27
<b>R. Schulin, A. Papritz und H. Flühler:</b> Transportmechanismen bei der Verlagerung von Magnesium und Kalzium durch Böden mit Aggregatstruktur .....	37
<b>E.E. Hildebrand und K. von Wilpert:</b> Sorption und Transport von gedüngtem Magnesium in Waldböden .....	57
<b>H.J. Fiedler:</b> Der Ernährungszustand der Wälder in Ostdeutschland .....	72
<b>K. Stefan:</b> Der Ernährungszustand der Wälder in Österreich .....	79
<b>K.H. Feger:</b> Bilanzierung von Stoffflüssen in gedüngten Fichtenökosystemen im Schwarzwald (Projekt ARINUS) .....	88
<b>S. Raspe und I. Haug:</b> Wirkung einer Magnesiumsulfatdüngung im Schwarzwald auf Fichtenwurzeln und Mykorrhizen .....	102
<b>W. Kilian:</b> Nährstoffmangel und Düngungserfolg in den Waldschadensgebieten Glein, Breitenau und Ostrong .....	110
<b>M. Kaupenjohann:</b> Mehrjährige Erfahrungen mit Magnesiumdüngung in Waldökosystemen des Fichtelgebirges .....	122
<b>D. Heinsdorf:</b> Wirkung von Magnesit-Düngemitteln zu Fichten- und Kiefernbeständen in Magnesiummangelgebieten Ostdeutschlands .....	132
<b>W. Schaaf:</b> Fallstudie Hohe Matzen: Düngung mit Magnesit und Magnesiumhydroxiden unterschiedlicher Löslichkeit .....	142
<b>R. Jandl und K. Katzensteiner:</b> Düngungsversuche mit Magnesitdüngern zu Fichte im Magnesiummangelgebiet Schöneben .....	152
<b>J. Weissbacher:</b> Der Einsatz oxidischer Magnesiumdünger bei Hochlagenaufforstungen .....	162
<b>K. Kreutzer und R. Schierl:</b> Versuche mit dolomitischem Kalk im Höglwald	171
<b>B. Popovic, C.O. Tamm und A. Aronsson:</b> Änderungen des Magnesiumkreislaufes in Kiefernwaldökosystemen durch Einträge von Stickstoff und Schwefel .....	187



# Bodenversauerung und Magnesiumernährung der Pflanzen

H. Marschner

Institut für Pflanzenernährung

Universität Hohenheim

Postfach 700562, 7000 Stuttgart 70

## **Abstract: Soil acidification and Mg nutrition of higher plants.**

*Soil acidification diminishes Mg nutrition both by decreased base saturation of soils and higher concentrations of aluminum and protons. Since the location of Mg uptake of trees is in the apical zone of growing roots, decreases in root growth necessarily affect Mg nutrition. Substantial Mg losses from needles or leaves through leaching can occur in areas of high proton input. Especially yellowing symptoms of Norway spruce and low needle Mg contents are very closely interrelated. In higher altitudes this interrelationship may be obscured by factors like high short wave radiation and/or drought. For the actual development of symptoms the formation of toxic oxygen radicals may play an important role. In sites of manifested Mg deficiency Mg fertilization is mandatory for tree vigor. From an ecological point of view application of a moderate amount of dolomitic limestone is necessary.*

## Einleitung

Im humiden Klima besteht langfristig immer die Tendenz zu Basenauswaschung und Bodenversauerung. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist daher, zumindest in Mitteleuropa, Kalkdüngung eine verbreitete Maßnahme. In Waldökosystemen war Kalkdüngung bisher nicht üblich, obwohl auch dort die Nutzungsformen die Tendenz zur Bodenversauerung eher noch verstärkten (Glatzel, 1991). Die mit Bodenversauerung oft verbundenen Störungen von Ernährung und Wachstum der Pflanzen sind daher heute in Waldökosystemen in Mitteleuropa weit verbreitet, wobei der atmogene Stoffeintrag z.T. eine entscheidende Rolle spielt.

*Wesentliche Faktoren, die Ernährung und Wachstum der Pflanzen bei Bodenversauerung beeinträchtigen können:*

### a) Überschuß Toxizität

- Erhöhung der H<sup>+</sup>-Konzentration: H<sup>+</sup>-Toxizität
- Erhöhung der Al-Konzentration: Al-Toxizität
- Erhöhung der Mn-Konzentration: Mn-Toxizität

### b) Mangel

- Abnahme der Basensättigung und Konzentration in der Bodenlösung an Metallkationen: Mg, Ca- und K-Mangel
- Hemmung der Aufnahme von Metallkationen: Mg-, Ca- und K-Mangel
- Abnahme der Löslichkeit von P und Mo: P- und Mo-Mangel

### c) Hemmung von Wurzelwachstum und Wurzelaktivität

- Nährstoff- und Wassermangel
- Verstärkte Nährstoffauswaschung

Die relative Bedeutung dieser Einflußfaktoren hängt ab z.B. von der jeweiligen Pflanzenart, dem Bodentyp und dem Bodenhorizont (auf Waldstandorten insbesondere Auflage/Mineralboden), dem pH-Wert, der Konzentration und den Bindungsformen (Species) von Al in der Bodenlösung, sowie den Klimabedingungen. So wird z. B. bei Buche (*Fagus sylvatica* L.) das Wurzelwachstum viel stärker durch hohe Konzentrationen an H<sup>+</sup> als an Al gehemmt, bei Fichte (*Picea abies* L. Karst.) ist es umgekehrt (Murach u. Ulrich, 1988). Bei einer gegebenen Pflanzenart kann auf Waldstandorten im Auflagehumus (O<sub>h</sub>, viel Komplexbildner) H<sup>+</sup>-Toxizität und im Mineralboden Al-Toxizität vorherrschen. Ob Mg-Mangel zum dominierenden Streßfaktor bei Bodenversauerung wird, hängt

vorwiegend vom Ausgangsgestein (Zöttl u. Mies, 1983; Zöttl u. Hüttl, 1986), der Konzentration an  $H^+$ , Al und  $Mn^{2+}$  in der Bodenlösung sowie den atmosphärischen Einträgen an Mg ab.

In vielen Waldökosystemen in Mitteleuropa ist in den letzten Jahrzehnten ein für das verstärkte Auftreten von Ernährungsstörungen bei Bodenversauerung maßgebender weiterer Faktor hinzugekommen, der anthropogen bedingte atmosphärische Eintrag von  $SO_2$  und vor allem an gebundenem N in Form von N-Oxiden und  $NH_3$  bzw.  $NH_4-N$ . Vor diesem verstärkten Eintrag war in vielen Waldökosystemen auf sauren, nährstoffarmen Böden die Verfügbarkeit von N sehr niedrig und damit N-Mangel der oftentscheidende wachstumsbegrenzende Faktor. Der verstärkte N-Eintrag hat auf vielen dieser Standorte zu beträchtlichen Nährstoffimbilanzen geführt (s.u.).

Obwohl in der forstlichen Wissenschaft und Praxis über diese mit Bodenversauerung verbundenen potentiellen Ernährungsstörungen und Wachstumsstörungen keine Meinungsverschiedenheiten bestehen, gehen die Ansichten darüber weit auseinander, welche dieser Streßfaktoren auf bestimmten Standorten oder Baumarten die dominierende Rolle spielen, und damit zusammenhängend, welche Sanierungsmaßnahmen, insbesondere Düngungsmaßnahmen, erforderlich sind. Zum Teil sind die unterschiedlichen Standpunkte bewußt überbetont, meist kommt darin aber auch unser mangelndes Wissen, weniger über allgemeine Bodenchemie, als über kleinräumige Veränderungen im Boden (Hildebrand, 1983; Horn, 1989; Kaupenjohn u. Hantschel, 1989), in der Rhizosphäre, und über die Nährstoffaufnahme und die Ernährungsphysiologie von Waldbäumen zum Ausdruck. Die folgenden Ausführungen werden sich daher auf die Beziehungen zwischen Bodenversauerung, Nährstoffaufnahme und Ernährungsphysiologie im allgemeinen und der Mg-Ernährung im besonderen konzentrieren.

Die besondere Betonung von Mg ist auch deshalb berechtigt, weil zumindest bei Fichten auf vielen Standorten in Mitteleuropa das großflächige Auftreten von Vergilbungserscheinungen durch Mg-Mangel verursacht wird (Zech u. Popp, 1983; Zöttl, 1987; Schulze, 1988; Liu u. Hüttl, 1991), was z.B. in Erhebungsuntersuchungen in den negativen Beziehungen zwischen Nadelvergilbung und Gehalten an austauschbarem Mg im Boden zum Ausdruck kommt (Liu u. Trüby, 1989).

Abnehmende Gehalte an austauschbarem Mg in Böden sind in der Regel Ausdruck zunehmender Bodenversauerung, wodurch sich auch die bekannten negativen Beziehungen zwischen den pH-Werten von Böden und Gehalten in den Pflanzen an Ca und insbesondere Mg ergeben. Dabei zeigen sich, z.B. an Tannensämlingen (Gonzalez Cascon et al. 1989a), allerdings charakteristische Unterschiede zwischen Ca und Mg. Mit Bodenversauerung nehmen die Ca-Gehalte in den Wurzeln stärker ab als in den Nadeln, bei Mg ist die Abnahme der Gehalte an Ca und Mg insgesamt stärker, auch in den Nadeln. Sowohl die Abnahme mit fallenden pH-Werten als auch die Unterschiede zwischen Ca und Mg lassen sich meist nicht allein mit unterschiedlichen Konzentrationen der beiden Nährstoffe in den Böden erklären, sie sind zusätzlich durch die Besonderheiten der Ionenaufnahme durch Wurzeln im Bereich niedriger pH-Wert bedingt (Marschner, 1989; 1991).

### **pH-Gradienten in Wurzelzellen, $H^+$ -Effluxpumpen und Ionentransport**

Zur Aufrechterhaltung der normalen Stoffwechselfunktionen muß der pH-Wert im Cytoplasma der Zellen, auch der Wurzelrindenzellen, zwischen 7,0 und 7,5 gehalten werden. Dafür müssen mit Hilfe von ATPasen Protonen ( $H^+$ ) sowohl in die Vakuolen als auch in die Zellwände und Außenlösung gepumpt werden. Dadurch entsteht, vor allem bei niedrigen pH-Werten in der Außenlösung, ein steiler Gradient von  $H^+$  und dem Elektropotential zwischen Außen- und Innenlösung als treibende Kraft für die Aufnahme von Kationen im Gegentransport für  $H^+$ , und von Anionen im Co-Transport mit  $H^+$ . Dieser Sachverhalt erklärt, warum bei niedrigen pH-Werten im Außenmedium die Kationenaufnahme absinkt, die der Anionen, z.B. von  $NO_3^-$ , aber ansteigt. Für  $K^+$  sind allerdings in den Biomembranen (z.B. Plasmalemma) spezifische Kanäle vorhanden, weshalb bei Versauerung auch in der Regel die K-Aufnahme viel weniger gehemmt wird als die von Ca und besonders von Mg.

Tabelle 1: Einfluß von pH, Al und Mn auf die Mineralstoffgehalte in 2-jährigen Fichten in Sandkultur (nach Stienen und Bauch, 1988).

*Impact of pH, Al and Mn on mineral nutrient content of 2 year old Norway spruce seedlings, cultivated in sand (from Stienen und Bauch, 1988).*

Behandlung		Mineralstoffgehalte [mg.g <sup>-1</sup> TS]							
pH	mM	Feinwurzeln				Nadeln			
		Ca	Mg	Al	Mn	Ca	Mg	Al	Mn
6	-	5,3	2,8	0,2	0,05	8,2	1,8	-	-
3	-	4,0	2,0	-	-	3,1	0,9	-	-
3	1,5 Al	0,8	0,8	1,9	-	1,5	0,5	0,003	-
3	1,0 Mn	2,8	0,6	-	1,9	2,7	0,4	-	1,4

Bei Bodenversauerung steigen auch in der Regel die Konzentrationen von Al und z.T. auch von Mn in der Bodenlösung an und wirken zusätzlich hemmend auf die Aufnahme von Ca und Mg (Tab. 1). Dabei hemmt Al stärker die Ca-Aufnahme und Mn stärker die Mg-Aufnahme. Diese zusätzlichen Hemmeffekt von Al und Mn spiegeln die Bedeutung der Beladung der Zellwände (Apoplasten) der Wurzelrinde mit Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> für deren Aufnahme in die Wurzeln und Transport in die Sprosse wider.

### Beladung des Apoplasten der Wurzeln mit Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup>

In Abb. 1 ist der Vorgang der Beladung schematisch dargestellt. Mehrwertige Kationen wie Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> werden an die Carboxylgruppen der Zellwände austauschbar gebunden, ähnlich wie an Tonminerale. Dadurch ist die Konzentration dieser Ionen im Apoplasten der Wurzelrinde ('Freier Raum') höher als in der umgebenden Bodenlösung, und die Aufnahmerate in das Zellinnere wird begünstigt.

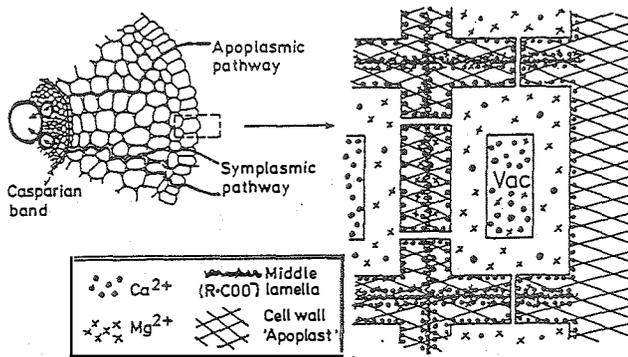


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Radialtransportes, der Kompartimentierung und der Beladung des Apoplasten von Wurzelrindenzellen mit Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> (Marschner, 1989, 1991).

*Sketch of the radial transport, compartmentation and apoplasma loading of root cells with Ca<sup>2+</sup> and Mg<sup>2+</sup> (Marschner, 1989, 1991).*

Die besondere Rolle dieser Beladung der Zellwände in der Wurzelrinde konnte kürzlich für Mg<sup>2+</sup> recht eindrucksvoll bei Weidelgras gezeigt werden (Rengel, 1990). Zwischen der Menge an Mg<sup>2+</sup> an diesen Ladungsstellen und der Aufnahmerate an Mg<sup>2+</sup> in das Zellinnere der Wurzeln bestand eine sehr enge positive Korrelation. Da neben H<sup>+</sup> und Mn<sup>2+</sup> vor allem monomere Al Species (Al<sup>3+</sup>) wie Al<sup>3+</sup> sehr stark andere Kationen wie Ca<sup>2+</sup> und besonders Mg<sup>2+</sup> von den Ladungsstellen in den

Zellwänden verdrängen, kommt dem Verhältnis Mg/Al oder Ca/Al in der Bodenlösung eine beachtliche Bedeutung bei der Aufnahme von Mg und Ca zu. Durch Al induzierter Mg-Mangel wird deshalb bei niedrigem Mg-Angebot rasch eintreten, bei hohem Mg-Angebot aber kaum zu Wachstumsdepressionen führen. Dies konnte z.B. von Grimme (1984) sehr klar in Versuchen bei Sojabohne gezeigt werden. Die sich daraus ergebende Frage, ob dann zur Behebung von Mg-Mangel auf sauren Böden nicht eine Mg-Düngung, z.B. als  $MgSO_4$ , ausreicht oder eine gleichzeitige pH-Erhöhung durch Anwendung dolomitischer Kalke oder von MgO zur Absenkung der Konzentrationen an  $H^+$  und  $Al^{3+}$  zweckmäßiger wäre, läßt sich nicht pauschal beantworten und soll zum Schluß noch einmal aufgegriffen werden. Hier zunächst nur das Beispiel eines vergleichenden Düngungsversuches bei Weißtanne mit Ca- und Mg-Carbonaten und Ca- und Mg-Sulfaten (Tab. 2).

Tabelle 2: Einfluß von Düngung mit Ca- und Mg-Karbonat (Kalkung) oder -sulfat auf Weißtannen (*Abies alba* Mill.) in Gefäßversuchen (n. Gonzales Cascon, 1989b).

*Effects of Ca- and Mg-carbonate fertilization (liming) on Silver fir (Abies alba Mill.) as derived from pot experiments (Gonzales Cascon, 1989b).*

Düngung	Boden pH <sub>(CaCl2)</sub>	Boden- lösung		Sproß- und Wurzelgewicht [g]	Mg-Gehalt 1/2-jähr. Nadeln [mg/g]
		Mg [µg/ml]	Al		
Kontrolle	4,1	3	1,0	1,9	0,29
MgCO <sub>3</sub> CaCO <sub>3</sub>	4,5	15	0,1	3,1	0,84
MgSO <sub>4</sub> CaSO <sub>4</sub>	4,2	83	4,9	2,0	0,39

Obwohl durch Carbonate die Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung viel weniger erhöht wurden als durch Sulfate, waren die Mg-Gehalte bei Carbonatdüngung in den Nadeln viel stärker angestiegen, was ohne Zweifel das Ergebnis der Verminderung der Konzentrationen an  $H^+$  und  $Al^{3+}$  in der Bodenlösung war. Die positive Wirkung der mit Carbonatdüngung erzielten pH-Erhöhung kam auch im Wachstum der Pflanze zum Ausdruck, was dafür spricht, daß in diesem Boden neben Mg-Mangel auch Al-Toxizität vorlag.

### Bodenversauerung und Wurzelwachstum

Bei starker Bodenversauerung nimmt in der Regel auch das Wurzelwachstum stark ab, vor allem wenn gleichzeitig die Konzentrationen an den toxischen Al-Species ( $Al^{3+}$ ) in der Bodenlösung ansteigen. Der wesentliche Grund für diese Hemmung des Wurzelwachstums liegt darin, daß  $Ca^{2+}$  phloemimmobil ist und in den Pflanzen dadurch nicht rückverlagert werden kann. Wachsende Wurzelspitzen müssen daher ihren Ca-Bedarf durch direkte Aufnahme aus der Außenlösung decken, ihre Zellwände mit  $Ca^{2+}$  beladen, was bei hohen Konzentrationen an  $H^+$  und  $Al^{3+}$  sehr erschwert ist. Da in Waldböden in der Humusaufgabe ( $O_h$ ) ein viel höherer Anteil an Al komplexiert und damit detoxifiziert ist als in Mineralböden, nimmt das Wurzelwachstum im stark sauren Mineralboden in der Regel ab, mit der Folge abnehmender räumlicher Verfügbarkeit der Nährstoffe (auch von Mg) und von Wasser (Marschner, 1989; 1991). Die negativen Effekte dieser Verlagerung des Wurzelsystems in den Oberboden und die Humusaufgabe werden auf nährstoffarmen und trockenen Standorten ausgeprägter sein als auf nährstoffreichen und feuchten.

Unklar ist bis heute, welchen Einfluß Bodenversauerung auf die Ectomycorrhiza unserer Waldbäume hat. Auch wenn gelegentlich positive Korrelationen zwischen Mykorrhizierungsgrad und den Ca- und Mg-Gehalten der Nadeln gefunden wurden (Meyer u. Mitarb. 1988), gibt es bisher keine Beweise für kausale Zusammenhänge etwa zwischen Schädigungsgrad der Fichten und Mykorrhizierungsgrad der Wurzeln (Ritter u. Mitarb. 1989).

Eine Hemmung des Wurzelwachstums bei Bodenversauerung kann die Aufnahme von Ca, Mg und Wasser auch indirekt beeinflussen, da deren Aufnahmeraten in apikalen Zonen wachsender Wurzeln besonders hoch ist. Dies zeigen Untersuchungen an nichtmykorrhizierten Langwurzeln von Fichten sehr deutlich (Abb. 2).

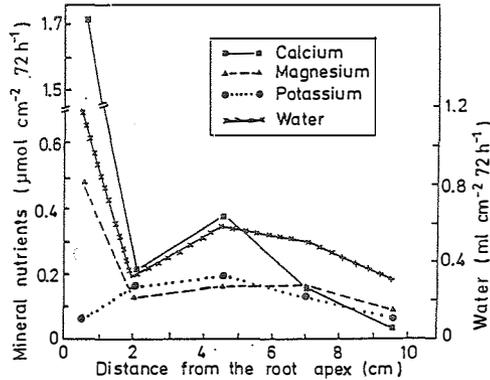


Abbildung 2: Aufnahmerate von Mineralstoffen und Wasser entlang von intakten, nichtmykorrhizierten Langwurzeln von Fichten (nach Häußling et al., 1988).

*Uptake rate gradient of mineral nutrients and water along healthy, not mycorrhiza affected Norway spruce roots (Häußling et al., 1988).*

Mit Hemmung des Wurzelwachstums sinkt somit auch der Anteil der Wurzelzonen, die viel Ca, Mg und H<sub>2</sub>O aufnehmen. Absinken der Gehalte an Ca und Mg in den Sprossen bei Bodenversauerung können somit auch kausal mit Hemmung des Wurzelwachstums insbesondere durch Al<sup>3+</sup> zusammenhängen. Diese Beziehungen konnten auch für die Wasseraufnahme bei Roteichen gezeigt werden (Tab. 3). Mit steigendem Al/Ca in der Nährlösung nahm die Wasserleitfähigkeit der Wurzeln ab, was sich auch gut in der Verkleinerung der Blattflächen widerspiegelte. Die Hemmwirkung von Al auf die Wasserleitfähigkeit trat bei Kurzzeitversuchen nicht auf, ein Hinweis darauf, daß die Beeinträchtigung des Wurzelwachstums die entscheidende Rolle für die Verminderung der Wasserleitfähigkeit durch Al im Langzeitversuch spielte.

Tabelle 3: Einfluß des Al<sup>3+</sup>/Ca<sup>2+</sup>-Verhältnisses in der Nährlösung auf die hydraulische Leitfähigkeit der Wurzeln und die Blattfläche von Roteiche (*Quercus rubra* L.), nach Kruger und Sucoff (1989).

*Influence of the nutrient solution Al<sup>3+</sup>/Ca<sup>2+</sup> ratio on the hydraulic conductivity of roots and on leaf area of red oak (Quercus rubra L.), Kruger und Sucoff (1989).*

Al <sup>3+</sup> /Ca <sup>2+</sup> in der Nährlösung	Hydraulische Leitfähigkeit der Wurzeln [µg H <sub>2</sub> O cm <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup> MPa <sup>-1</sup> ]	Blattfläche [cm <sup>2</sup> pro Pflanze]
0,14	4,6	1558
1,3	4,0	1048
2,9	3,1	730

Die Diskussion darüber, welche Bedeutung Al-Toxizität bei der Schädigung von Bäumen auf sauren Böden im allgemeinen und beim Auftreten "neuartiger Waldschäden" im besonderen hat, wurde in den vergangenen Jahren beinahe erbittert geführt. Heute setzt sich (hoffentlich zunehmend) die Erkenntnis durch, daß viele Meinungsverschiedenheiten dadurch bedingt waren, daß - neben ungenügender Berücksichtigung standortspezifischer Unterschiede und der Fähigkeit der Wurzeln

zur Veränderung der Bedingungen in der Rhizosphäre z.B. durch Wurzelexsudate (Marschner, 1991; Horst et al. 1990) - vor allem auch die Gesamtkonzentrationen an Al und damit auch die Verhältnisse Ca/Al oder Mg/Al in Böden und Bodenlösungen bei Prognosen oder Interpretationen von Versuchsergebnissen zugrundegelegt wurden. Gesamtkonzentrationen an Al sind aber wenig aussagekräftig, da nur bestimmte Al-Species (Bindungsformen), phytotoxisch sind (Parker et al. 1989; Grauer u. Horst, 1990), vor allem monomere ( $Al^{3+}$ ) und möglicherweise auch eine polymere Form ( $Al_1_3$ ). Neben der schon lange bekannten Detoxifikation von Al durch Komplexbildung z.B. mit Phenolen oder organischen Säuren, kommt in Waldökosystemen mit hohem atmosphärischen  $SO_2$ -Eintrag der Detoxifikation von Al durch  $SO_4^{2-}$  über Bildung von  $AlSO_4^+$  eine besondere Bedeutung zu. So wird z.B. das Wurzelwachstum von Weizen auch bei sehr hohen Al-Konzentrationen in der Lösung nicht gehemmt, wenn  $CaSO_4$  anstelle von  $CaCl_2$  zugesetzt wird (Wright et al. 1989). Im Prinzip ähnliche Effekte von  $SO_4^{2-}$  auf die Detoxifikation von Al liegen offenbar auch bei Waldbäumen vor, wie Ergebnisse im Höglwaldprojekt mit Fichten bei saurer Beregnung ( $H_2SO_4$ ) zeigen (Abb.3).

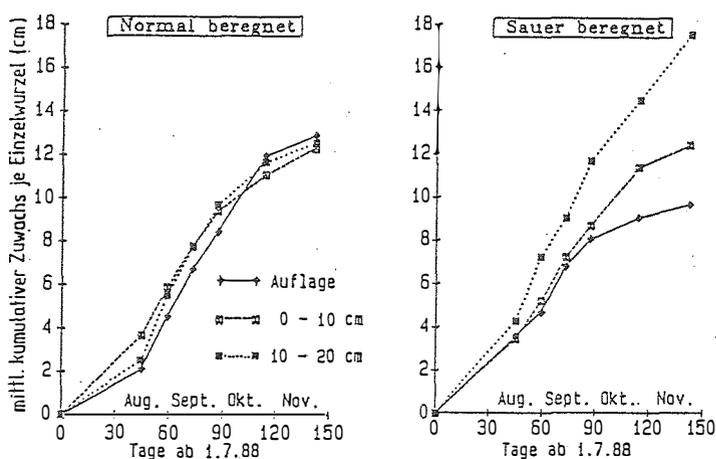


Abbildung 3: Jahresgang des durchschnittlichen Zuwachses je Einzelwurzel (kumulativ) in Abhängigkeit von Bodentiefe und normaler bzw. saurer Beregnung. Höglwaldprojekt (Häußling et al., 1991). *Average annual root increment (cumulative) as dependent on soil depth and normal or acid precipitation treatment. Höglwaldprojekt (Häußling et al., 1991).*

In der Humusaufgabe kam es zwar - wahrscheinlich durch  $H^+$ Toxizität - zu vermindertem Wurzelwachstum, im Mineralboden aber - trotz weiterer Versauerung durch die Beregnung zu verstärktem Wurzelwachstum, weil dort die Konzentrationen an  $Ca^{2+}$  und besonders  $SO_4^{2-}$  anstiegen. Zusätzlich erhöhten sich noch die  $NO_3^-$ -Konzentrationen im Mineralboden, was wichtige Konsequenzen nicht nur für die N-Ernährung der Bäume, sondern vor allem die Rhizosphären-pH-Werte hatte, die sich deutlich gegenüber dem wurzelfernen Boden erhöht hatten.

### pH-Werte in der Rhizosphäre

Die Beziehungen zwischen Boden pH-Werten, Wurzelwachstum, Ca und Mg-Aufnahme sind oft unbefriedigend. Einer der Gründe dafür ist, daß die pH-Werte in der Rhizosphäre beachtlich von denen des wurzelfernen Bodens abweichen können, wobei die Art des N-Angebotes eine entscheidende Rolle spielt. Angebot von  $NH_4^-$ -N führt zur Versauerung der Rhizosphäre, Angebot von  $NO_3^-$ -N zum Ansteigen des pH-Wertes in der Rhizosphäre (Marschner u. Römhild, 1983; Leisen et al. 1990). Aufgrund der viel höheren Mobilität von  $NO_3^-$  im Boden sowie dem oft erhöhten atmosphärischen Eintrag von Stickoxiden in Waldökosystemen ist auf vielen sauren Standorten auch bei Bäumen die

NO<sub>3</sub> Ernährung vorherrschend und damit pH-Anstieg in der Rhizosphäre. Dies läßt sich gut durch pH-Messungen am Standort zeigen (Abb. 4), wobei oft noch ein typischer Jahresgang der pH-Werte auftritt:

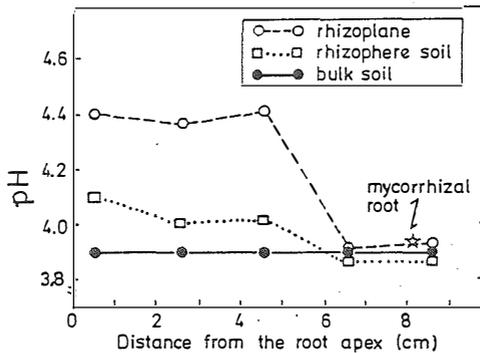


Abbildung 4: pH-Werte an der Wurzeloberfläche im Rhizosphärenboden und im wurzelfernen Boden. 80jährige Fichte, Standort Heidelberg. September 1986 (Marschner, 1991).  
*pH of the rhizosphere close to roots surfaces and in the rhizoplane. 80 years old Norway spruce near Heidelberg.*

Mit Bodenerwärmung steigen Nitrifikation und damit die Konzentrationen an NO<sub>3</sub> in der Bodenlösung an, die pH-Werte im wurzelfernen Boden sinken weiter ab, an der Wurzeloberfläche aber nicht, da NO<sub>3</sub> verstärkt aufgenommen wird (Marschner et al., 1991). Auch bei Erhebungsuntersuchungen ergeben sich diese deutlichen Beziehungen zwischen Konzentrationen an NO<sub>3</sub> in der Bodenlösung und den pH-Erhöhungen (H<sup>+</sup>-Verbrauch) in der Rhizosphäre (Häußling et al. in Vorbereitung). Ein durch NO<sub>3</sub> Ernährung verursachter pH-Anstieg in der Rhizosphäre kann daher einen günstigen Effekt auf die Aufnahme von Ca<sup>2+</sup> und besonders Mg<sup>2+</sup> haben. Umgekehrt können die mit vorwiegender NH<sub>4</sub> Ernährung verbundenen Absenkungen der Rhizosphären-pH-Werte zu weiterer Beeinträchtigung insbesondere der Mg-Aufnahme führen, wie auch Düngungsversuche zu Fichten in Südwestdeutschland zeigen (Liu u. Hüttl, 1991).

### Nährstoffauswaschung aus den Sprossen

Auswaschung von Nährstoffen aus Nadeln, Blättern und Zweigen ist ein normaler Prozeß und kann eine wichtige Komponente des endogenen Stoffkreislaufes vor allem in Waldökosystemen darstellen. Diese Auswaschung ist in der Regel mengenmäßig für Ca und Mg (und Mn) von besonderer Bedeutung, deren Anteil im Apoplasten auch in den Sproßorganen relativ hoch und daher leichter austauschbar ist, z.B. durch H<sup>+</sup> im Niederschlagswasser ("Saurer Regen"). Dies zeigen Untersuchungen in "open top" Kammern selbst in Gebieten mit geringer atmogener Säurebelastung (Tab. 4).

Tabelle 4: Mittlere Halbjahreswerte (1986-1988) von Ca, Mg und Mn in der Kronenraufe von Fichten in "open-top-Kammern" (n. F.H.Evers, 1988)  
*Average half-years leaching of Ca, Mg and Mn, according to throughfall determination in open-top-chambers (EVERS, 1988).*

Variante	Ca	Mg	Mn	SO <sub>4</sub>
	mg.m <sup>-2</sup>			
Gereinigte Luft	230	60	42	1131
Umgebungsluft	350	87	105	1926

Vor allem in Nebellagen kann bei gleichzeitig hoher atmogener Säurebelastung (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>) die Auswaschung von Ca und insbesondere Mg aus Nadeln beachtlich sein und das Auftreten von Mg-Mangel verstärken (Schulze et al., 1987; Kaupenjohann et al. 1988; Liu u. Trüby, 1989). Durch Düngungsmaßnahmen auf nährstoffarmen Standorten kann in diesen Fällen über Verbesserung der Ernährung der Bäume den direkten Schädigungen durch Luftschadstoffe entgegengewirkt werden (Hüttl, 1989), wie dies auch Modellversuche mit saurer Benebelung zeigen (Tab. 5). Nach Schädigung der Nadeln durch saure Benebelung stieg die Auswaschung von Ca, K und Mg auf das 10-20fache an, aber bei den gedüngten deutlich weniger, obwohl dort durch die Düngungsmaßnahmen die Gehalte der Nadeln an Ca, K und Mg um 30-50 % höher waren als der ungedüngten. Eine der Ursachen für die geringere Auswaschbarkeit der Nährstoffe ist die erhöhte Säurepufferungskapazität der Nadeln der gedüngten Fichten.

Tabelle 5: Einfluß von Mineraldüngung (N, P, K, Ca, Mg) einer sauren Rankerbraunerde auf die Stoffauswaschung (mit dest. H<sub>2</sub>O) aus Nadeln von Fichten nach saurer Benebelung (160 h, pH 1.7) (nach Leisen u. Marschner, Forstw.Cbl. 109, 253-263, 1990)

*Influence of fertilization (N, P, K, Ca, Mg) of an acid Ranker-Brown Earth on spruce needle leaching (performed with aqua dest.) after treatment with acidic fog (160 hours, pH 1.7); Leisen und Marschner (1990).*

Mineralstoff	Düngung	Kontrolle (ungeschädigt)	Saure Benebelung (geschädigt)
		µeq/g Nadel trockenmasse	
Ca	-	3,7	36
	+	3,2	27
K	-	1,3	29
	+	1,1	15
Mg	-	0,5	12
	+	0,4	8

### Mg-Gehalte und Nadelvergilbung

An engen kausalen Zusammenhängen zwischen Nadelvergilbungen bei Fichten und Tannen, insbesondere der "Hochlagenerkrankung" der Fichten (Fiedler, 1989) in Mittel- und Süddeutschland und unzureichender Mg-Versorgung bestehen heute keine ernsthaften Zweifel mehr. Dies zeigen sowohl Erhebungsuntersuchungen als auch Düngungsversuche (Zöttl u. Hüttl, 1986; Kaupenjohann et al. 1987; Liu u. Hüttl, 1991). Dabei können z.T. sehr enge Beziehungen zwischen den Chlorophyllgehalten und den Mg-Gehalten der Nadeln demonstriert werden (Abb. 5). Allerdings sind diese Beziehungen nicht immer so eng, weil auf diesen sauren Waldstandorten auch andere Umweltfaktoren den Chlorophyllgehalt und die Nadelvergilbung beeinflussen können. Hier sind von den Ernährungsfaktoren insbesondere Mangel an Zn, K und N zu nennen (Liu u. Hüttl, 1991). Auf Kalkstandorten können Nadelvergilbungen bei Kiefern auch Folge von Mn-Mangel sein (Heinze u. Fiedler, 1989). Charakteristisch für Nadelvergilbungen vor allem in Hochlagen ist auch das verstärkte Auftreten nach Trockenperioden und bei hoher Einstrahlung. Voraussetzung für die Wirksamkeit dieser Klima- und Witterungsfaktoren in Richtung auf Auslösung oder Verstärkung der Nadelvergilbungen dürften allerdings Ernährungsstörungen (insbes. Mg-Mangel) und Luftschadstoffe als disponierende Faktoren sein (Fiedler, 1989).

Für das in den letzten 20 Jahren verstärkte Auftreten von Mg-Mangel bei Fichten und Tannen besonders in Hochlagen können aber Klima- und Witterungsfaktoren allein nicht verantwortlich sein, auch nicht allein zunehmende Bodenversauerung oder Luftschadstoffe wie Ozon, die bei schon geringem Mg-Angebot im Boden die Aufnahme weiter beeinträchtigen oder zu verstärkter

Auswaschung von Mg aus den Nadeln führen. Vielmehr dürfte vor allem auf sauren, nährstoffarmen Standorten dem erhöhten atmosphärischen N-Eintrag entscheidende Bedeutung zukommen. Auf diesen Standorten (Trophiestufen A und Z; Nebe und Roßbach, 1990) war früher N oft der das Wachstum am stärksten limitierende Faktor. Durch Verbesserung der N-Ernährung und damit verstärktem Biomassezuwachs erhöhte sich auch der Bedarf an anderen Pflanzennährstoffen und Wasser. Auf sauren Böden ist vor allem bei Mg-armen Ausgangsgesteinen dann Mg offenbar der jetzt am stärksten ins Minimum geratene Nährstoff, auf anderen Standorten kann es K, Zn oder Mn sein. Auf diese kausalen Beziehungen zwischen erhöhtem N-Angebot und verstärktem Auftreten von Mg-Mangel bei Fichten weisen insbesondere auch Nadelanalysen z.B. aus dem Bayerischen Wald (Lange et al. 1987; Oren et al. 1988 a, b; Schulze, 1989) oder aus Südwestdeutschland (Liu u. Hüttl, 1991) hin. Da Mg bei unzureichendem Angebot über den Boden relativ leicht aus älteren Nadeln in den Neuaustrieb rückverlagert wird, ergibt sich vor allem bei hohem N-Angebot und starkem Triebwachstum die typische Nadelvergilbung der älteren Jahrgänge besonders im Frühsommer (Lange et al. 1987).

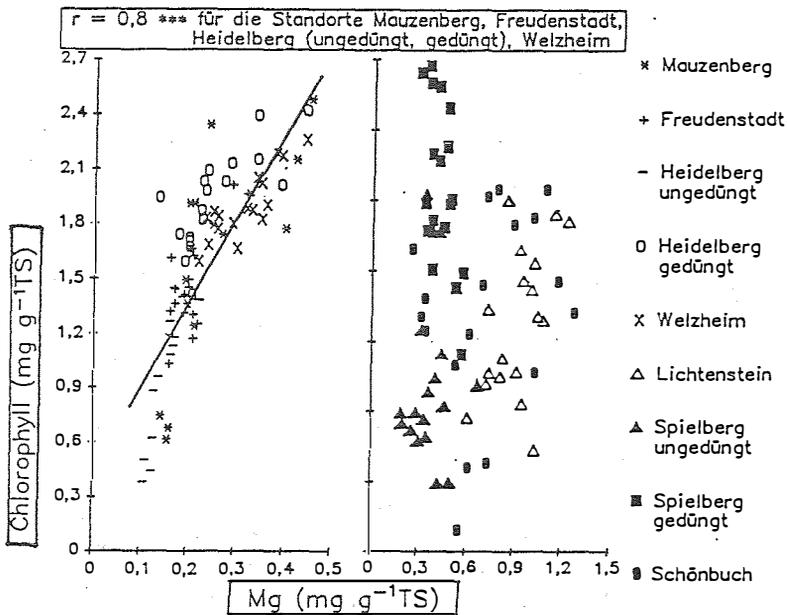


Abbildung 5: Beziehungen zwischen den Gehalten an Mg und Chlorophyll in 3-5-jährigen Nadeln (7. Wirtel) von Fichten auf verschiedenen Standorten (Häußling, unveröffentlicht).  
*Relation of Mg and chlorophyll content of 3 to 5 year old Norway spruce needles of the seventh whirl, derived from different sites (Häußling, unpubl.).*

### Mg-Mangelsymptome und Lichtintensität

Bekanntlich treten vor allen in Hochlagen und auch innerhalb eines Baumes die typischen Nadelvergilbungen bei Mg-Mangel verstärkt an den starklichtexponierten Teilen, z.B. Zweigoberseiten oder, nach Kronenbrüchen, auch in tiefergelegenen Zweigen auf. Ursachen dafür sind nicht Unterschiede in den Mg-Gehalten in Abhängigkeit von der Exposition, sondern verstärkte Photooxidation der Chloroplastenpigmente von Nadeln und Blättern bei Mg-Mangel. Die enge Abhängigkeit zwischen Mg - Mangel und Photooxidation läßt sich unter kontrollierten

Umweltbedingungen einfach demonstrieren (Marschner u. Cakmak, 1989). Die Ursache für die verstärkte Photooxidation bei Mg - Mangel hängt mit dem erhöhten Auftreten toxischer Sauerstoff-Radikale, insbesondere Superoxid ( $O_2^{\cdot -}$ ) zusammen (Abb. 6).

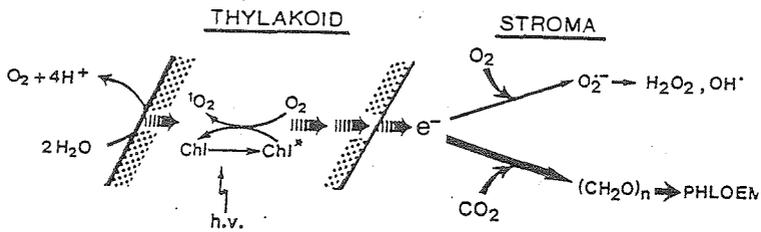


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Aktivierung von molekularem Sauerstoff in Chloroplasten (Marschner u. Cakmak, 1989).

*Schematic sketch of the activation of molecular oxygen within the chloroplast (Marschner and Cakmak, 1989).*

Diese toxischen  $O_2$ -Radikale treten immer dann auf, wenn bei hoher Einstrahlung und damit Absorption von Strahlungsenergie durch die Chloroplastenpigmente die Energieumsetzung in Wasserspaltung und  $CO_2$ -Assimilation beeinträchtigt ist. Die Bildung von toxischen  $O_2$ -Radikalen ist ein normaler Vorgang (Osswald u. Elstner, 1986; Elstner, 1990), die Zellen haben daher eine Reihe von Detoxifikationssystemen entwickelt, bei denen in Chloroplasten Ascorbat und Glutathion eine besondere Rolle spielen. Durch Mangel an Mg, aber auch an bestimmten anderen Nährstoffen wie K und Zn (Marschner u. Cakmak, 1989) oder Kältestreß und Trockenstreß (Smirnov u. Colombe, 1988; Schöner u. Krause, 1990) kommt es bei gleichzeitig hoher Einstrahlung wegen ungenügender Energieverwertung zum Anstieg dieser toxischen  $O_2$ -Radikale und, bei Übersteigen der Kapazität der Entgiftungssysteme, zu rascher Photooxidation der Chloroplastenpigmente. Diese Zusammenhänge erklären auch, warum die Beziehungen zwischen Nadelvergilbungen und Mg-Gehalten in den Nadeln, abgesehen von sehr starkem Mg-Mangel, nicht immer sehr eng sind und es auch keine eng zu definierenden kritischen Gehaltswerte geben kann.

Die verstärkte Photooxidation von Chloroplastenpigmenten bei Mg-Mangel ist wahrscheinlich weniger eine Folge einer direkten Beeinträchtigung der  $CO_2$ -Assimilation als einer gehemmten Ableitung der Zucker aus den Chloroplasten, Blättern und Nadeln. Es ist schon lange bekannt, daß sich bei Mg-Mangel in den Blättern Stärke anreichert (Cakmak u. Marschner, 1991), so z.B. auch in den Nadeln von Fichten (Fink, 1991). Diese Anreicherung von Stärke kommt wahrscheinlich durch eine bei Mg-Mangel gehemmte Phloembeladung der Zucker zustande, möglicherweise wird bei Fichten sogar bei starkem Mg-Mangel auch das Phloemgewebe direkt geschädigt (Fink, 1991). Die große Empfindlichkeit von Koniferennadeln gegenüber Mg-Mangel könnten mit ihrem besonderen Aufbau, der symplastischen Phloembeladung (Bleichschmidt-Schneider, 1989) und den für normale Funktion der Nadeln erforderlichen, außerordentlich hohen Mg-Konzentrationen in den Endodermiszellen zusammenhängen (Tab.6).

Als Folge der bei Mg-Mangel gehemmten Ableitung der Assimilate wird vor allem das Wurzelwachstum eingeschränkt (Cakmak u. Marschner, 1991), was natürlich auf nährstoffarmen Standorten und in Trockenperioden zu Beeinträchtigung der Aufnahme nicht nur von Mg sondern auch anderer Nährstoffe und von Wasser führt. Mg-Mangelpflanzen werden dadurch häufig empfindlicher gegenüber anderen Streßfaktoren.

Tabelle 6: Mineralstoffkonzentrationen in der Frischmasse und in Zellen von Fichtennadeln; Schwankungsbreite im Jahresgang (nach Stelzer et al., Bot. Acta 103, 415-423, 1990)

*Nutrient content of fresh Norway spruce needles and in different cell types; range of variation within a year (Stelzer et al., 1990).*

Element	Nadelfrisch- masse µmol/g	Mesophyll- Zellen -	Endodermis mM	Transfusions- parenchyma -
K	60-90	27-95	27-120	24-85
Mg	5-10	13-17	16-120	13-35
P	n.b.	<14-49	13->120	15-88

### Düngungsmaßnahmen

Auf Standorten mit akutem Mg-Mangel ist eine gezielte Mg - Düngung (z.B. mit  $MgSO_4$ ) zur Verbesserung der Mg-Versorgung und "Revitalisierung" der Bestände unerlässlich. Wie die inzwischen zahlreichen Düngungsversuche auf verschiedenen Fichtenstandorten zeigen, ist diese Maßnahme auch rasch wirksam (Kaupenjohann et al. 1987; Liu u. Hüttl, 1991). Etwas umstritten ist allerdings, wie weit auf stark sauren Böden diese Mg-Düngung mit einer Erhöhung der Boden-pH-Werte verbunden werden soll, z.B. Düngung mit  $MgO$  oder über Zufuhr dolomitischer Kalke. Im Hinblick auf die Beeinträchtigung der Aufnahme von  $Mg^{2+}$  und  $Ca^{2+}$  und des Wurzelwachstums durch hohe Konzentrationen an  $H^+$  und besonders  $Al^{3+}$  in der Bodenlösung wird auf stark sauren Böden eine Zufuhr von dolomitischen Kalken auf vielen Standorten zur langfristigen Sicherstellung der Mg- und Ca-Versorgung und damit Revitalisierung notwendig sein. Die mit einer pH-Erhöhung stark saurer Waldböden verbundenen Risiken der verstärkten Mineralisation in der Humusaufgabe und Bildung und Tiefenverlagerung von Nitrat und Schwermetallkomplexen (Marschner et al. 1989; Schierl u. Kreutzer, 1989; 1991) erfordern eine standortspezifische Risikoabschätzung.

### Ausblick

Diese Düngungsmaßnahmen sind in erster Linie notwendige Folgen eines besonders in den letzten Jahrzehnten zunehmenden anthropogen bedingten Eintrages von atmosphärischen Schadstoffen und dadurch ausgelöster Nährstoffimbilanzen. Langfristig wird daher die Stabilisierung von Waldökosystemen davon abhängen, wie stark diese atmosphärischen Einträge vermindert werden. Beim  $SO_2$  Eintrag ist die Tendenz erfolgversprechend, beim N-Eintrag eher pessimistisch zu beurteilen. Wenn es nicht gelingt, diesen N-Eintrag (N-Oxide durch Verbrennungsprozesse,  $NH_3$  aus Tierhaltung) drastisch zu vermindern, werden als Folge von Überangebot an N in vielen Waldökosystemen vor allem auf von Natur aus nährstoffarmen Standorten neben Mg-Düngung weitere Düngungsmaßnahmen auch mit anderen Nährstoffen zur Verhinderung/Behebung von Nährstoffimbilanzen erforderlich werden. Damit würden diese Waldökosysteme Produktionsstandorte mit hoher Anfälligkeit gegenüber anderen Stressfaktoren. Eine solche nicht standortgerechte Nutzung ist mit einer ganzen Reihe von ökologischen Risiken verbunden und würde in Mitteleuropa in Waldökosystemen eine Entwicklung einleiten, der man heute in Agrarökosystemen zunehmend kritisch gegenübersteht.

### Zusammenfassung

Bei Bodenversauerung wird die Mg-Ernährung der Pflanzen sowohl aufgrund von abnehmender Basensättigung als auch direkter Hemmung der Mg-Aufnahme durch höhere Konzentrationen an Protonen und Aluminium beeinträchtigt. Da bei Bäumen die Mg-Aufnahme vorwiegend in apikalen Zonen wachsender Wurzeln erfolgt, kann Bodenversauerung über Hemmung des Wurzelwachstums die Mg-Ernährung zusätzlich beeinträchtigen. In Gebieten mit hohem atmosphärischen Säureeintrag können auch noch beachtliche Mengen an Mg aus Nadeln und Blättern ausgewaschen werden. Insbesondere zwischen der Nadelvergilbung bei Fichten und den Mg-Gehalten der Nadeln bestehen

in der Regel enge Korrelationen, die allerdings besonders in Hochlagen durch Umweltfaktoren wie Einstrahlungsintensität oder Trockenheit überlagert werden können. Bei der Symptomausprägung spielt die Bildung toxischer Sauerstoffradikale eine besondere Rolle. Auf Waldstandorten mit akutem Mg-Mangel ist eine gezielte Mg-Düngung zur Revitalisierung der Bäume unerlässlich, die Kombination mit Zufuhr einer nicht zu hohen Menge dolomitischer Kalke wird oft notwendig und auch ökologisch zu verantworten sein.

## Literatur

- Blehschmidt-Schneider, S. 1989: Phloembeladung bei *Picea abies* (L.) Karst. Physiologische Betrachtungen. KaliBriefe 19, 467-489
- Cakmak, I. and H. Marschner: Magnesium deficiency and high light intensity enhance activities of superoxide dismutase, ascorbate peroxidase and glutathione reductase in bean leaves. Plant Physiol. (submitted)
- Elstner, E.F. 1990: Der Sauerstoff: Biochemie, Biologie, Medizin. BI-Wissenschaftsverlag, Mannheim
- Evers, F.H. 1988: Wasser-, nadel- und bodenanalytische Begleituntersuchungen zu den Versuchen mit oben offenen Kammern und dem Luftmeßprogramm beim Edelmannshof/Welzheimer Wald. In: KfK-PEF 35, S. 245
- Fiedler, H.J. 1989: Die "Hochlagenerkrankung" der Fichte in bodenkundlich-standortkundlicher Sicht. Arch.Nat.Schutz Landsch.Forsch., Berlin 29, 91-103
- Fink, S. 1991: Structural changes in conifer needles to Mg and K deficiency. Fertilizer Research 27, 23-27
- Gonzalez Cascon, M.R., M. Alcubilla und K.E. Rehfuess 1989a: Entwicklung von Tannensämlingen (*Abies alba* Mill.) in Abhängigkeit von der Basensättigung natürlicher Substrate. Allg. Forst- u. Jagd-Ztg. 160, 233-241
- Gonzalez Cascon, M.R., M. Alcubilla und K.E. Rehfuess 1989b: Wirkungen von Magnesium- und Calcium-Sulfat und -Carbonat auf Sproß- und Wurzelentwicklung junger Weißtannen (*Abies alba* Mill.) im Topfversuch mit sauren Böden., Allg. Forst- u. Jagd-Ztg. 161, 21-28
- Grauer, U.E. and W.J. Horst 1990: Effect of pH and nitrogen source on aluminium tolerance of rye (*Secale cereale* L.) and yellow lupin (*Lupinus albus* L.). Plant and Soil 127, 13-21
- Grimme, H.: Aluminium tolerance of soybean plants as related to magnesium nutrition. In: Proc. VI. Internat. Colloqu. Optimiz. of Plant Nutrition, Montpellier, France 1984 (ed. P. Martin-Prevel), pp. 243-249
- Häußling, M., C.A. Jorns, G. Lehmbecker, Ch. Hecht-Buchholz and H. Marschner 1988: Ion and water uptake in relation to root development in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst). J. Plant Physiol. 133, 486-491
- Häußling, M., E. George, K. Lorenz, K. Kreutzer und H. Marschner 1991: Einfluß von saurer Beregnung auf Wachstum von Langwurzeln und pH-Werte in der Rhizosphäre von Fichten im Versuch Höglwald. Forstw.Cbl. (im Druck)
- Heinze, M. und H.J. Fiedler 1989: Wachstum und Ernährung chlorotischer Kiefern auf Kalkstandorten. Arch. AckerPflanzenbau Bodenkd. Berlin 33, 491-498

- Hildebrand, E.E. 1986: Ein Verfahren zur Gewinnung der Gleichgewichts-Bodenporenlösung. Z.Pflanzenernaehr.Bodenk. 149, 340-346
- Horn, R. 1989: Die Bedeutung der Bodenstruktur für die Nährstoffverfügbarkeit. Kali-Briefe 19, 505-515
- Horst, W.J., F. Klotz and P. Szulkiewicz 1990: Mechanical impedance increases aluminium tolerance of soybean (*Glycine max*) roots. Plant and Soil 124, 227-231
- Hüttl, R.F. 1989: "New type" forest declines and restabilization/ revitalization strategies. A programmatic focus. Water, Air, and Soil Pollution 41, 95-111
- Kaupenjohann, M. und R. Hantschel 1989: Nährstofffreisetzung aus homogenen und in situ Bodenproben: Bedeutung für die Waldernährung und Gewässerversauerung. Kali-Briefe 19, S57-572
- Kaupenjohann, M., W. Zech, R.Hantschel u. R.Horn 1987: Ergebnisse von Düngungsversuchen mit Magnesium an vermutlich immissionsgeschädigten Fichten (*Picea abies* L. Karst.) im Fichtelgebirge. Forstw.Cbl. 106, 78-84
- Kaupenjohann, M., B.U. Schneider, R. Hantschel, W. Zech and R. Horn 1988: Sulfuric acid rain treatment of *Picea abies* (Karst. L): Effects on nutrient solution, throughfall chemistry, and tree nutrition. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 151, 123-126
- Kruger, E. and E. Sucoff 1989: Aluminium and the hydraulic conductivity of *Quercus rubra* L. root systems. J. Exp. Botany 40, 659-665
- Lange, O.L., H. Zellner, J. Gebel, P. Schramel, B. Köstner and F.-C. Czygan 1987: Photosynthetic capacity, chloroplast pigments, and mineral content of the previous year's spruce needles with and without new flush: Analysis of the forest-decline phenomenon of needle bleaching. Oecologia (Berlin) 73, 351-357
- Leisen, E. und H. Marschner 1990: Einfluß von Düngung und saurer Benebelung auf Nadelverluste sowie Auswaschung und Gehalte an Mineralstoffen und Kohlenhydraten in Nadeln von Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.). Forstwiss.Cbl. 109, 253-263
- Leisen, E., M. Häussling u. H. Marschner 1990: Einfluß von Stickstoff-Form und -Konzentration und saurer Benebelung auf pH-Veränderungen in der Rhizosphäre von Fichten (*Picea abies* L. Karst.). Forstw.Cbl. 109, 275-286
- Liu, J.C. and R.F. Hüttl 1991: Relations between damage symptoms and nutritional status of Norway spruce stands (*Picea abies* Karst.) in southwestern Germany. Fertilizer Research 27, 9-22
- Liu, J.C. and P. Trübny 1989: Bodenanalytische Diagnose von K und Mg-Mangel in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.). Z. Pflanzenernähr.Bodenk. 152, 307-311
- Marschner, B., K. Stahr and M. Renger 1989: Potential hazards of lime application in a damaged pine forest ecosystem in Berlin, Germany. Water, Air, and Soil Pollution 48, 45-57
- Marschner, H. 1989: Effect of soil acidification on root growth, nutrient and water uptake. In: Intern. Congr. Forest Decline Res. (B. Ulrich ed.) pp. 381-404, Friedrichshafen

- Marschner, H. 1991: Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Plant and Soil*, in press
- Marschner, H. and I. Cakmak 1989: High light intensity enhances chlorosis and necrosis in leaves of zinc, potassium, and magnesium deficient bean (*Phaseolus vulgaris*) plants. *J. Plant Physiol.* 134, 308-315
- Marschner, H. and V. Römheld 1983: In-vivo measurement of root-induced pH changes at the soil-root interface: Effect of plant species and nitrogen source. *Z. Pflanzenphysiol.* 111, 241-252
- Marschner, H., M. Häußling and E. George 1991: Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere-pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.). *Trees* (im Druck)
- Meyer, J., B.U. Schneider, K. Werk, R. Oren and E.-D. Schulze 1988: Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. V. Root tip and ectomycorrhiza development and their relations to above ground and soil nutrients. *Oecologia* 77, 7-13
- Nebe, W. und T. Roßbach 1990: Zur Beurteilung von Immissionsbelastungen im Harz durch Nadelanalysen in Fichtenaufwachsen. *Hercynia N.F.*, Leipzig 27, 82-91
- Oren, R., K.S. Werk, E.-D. Schulze, J. Meyer, B.U. Schneider and P. Schramel 1988a: Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. VI. Nutrient concentration. *Oecologia* 77, 151-162
- Oren, R., E.-D. Schulze, K.S. Werk and J. Meyer 1988b: Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline. VII. Nutrient relations and growth. *Oecologia* 77, 163-173
- Osswald, W.F. und E.F. Elstner 1986: Fichtenerkrankungen in den Hochlagen der Bayrischen Mittelgebirge. *Ber.Deutsch.Bot.Ges.* 99, 313-339
- Parker, D.R., T.B. Kinraide and L.W. Zelazny 1989: On the phytotoxicity of polynuclear hydroxy-aluminum complexes. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 53, 789-796
- Rengel, Z. 1990: Net  $Mg^{2+}$  uptake in relation to the amount of exchangeable  $Mg^{2+}$  in the Donnan free space of ryegrass roots. *Plant and Soil* 128, 185-189
- Ritter, T., G. Weber, I. Kottge und F. Oberwinkler 1989: Zur Mykorrhizaentwicklung von Fichten und Tannen in geschädigten Beständen. *Biologie in unserer Zeit* 19, 9-15
- Schierl, R. und K. Kreutzer 1989: Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. *Kali-Briefe* 19, 417-423
- Schierl, R. and K. Kreutzer 1991: Effects of liming in a Norway spruce stand (*Picea abies* L. Karst.). *Fertilizer Research* 27, 39-47
- Schöner, S. and H. Krause 1990: Protective against active oxygen species in spinach: response to cold acclimation in excess light. *Planta* 180, 383-389

- Schulze, E.-D. 1989: Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783
- Schulze, E.-D., R. Oren and R. Zimmermann 1987: Die Wirkung von Immissionen auf 30jährige Fichten in mittlern Höhenlagen des Fichtelgebirges auf Phyllit. *AFZ* 27, 725-730
- Smirnoff, N. and S.V. Colombe 1988: Drought influences the activity of enzymes of the chloroplast hydrogen peroxide scavenging system. *J. Exp.Bot.* 39, 1097-1108
- Stelzer, R., H. Lehmann, D. Kramer and U. Lüttge 1990: X-ray microprobe analysis of vacuoles of spruce needle mesophyll, endodermis and transfusion parenchyma cells at different seasons of the year. *Bot. Acta* 103, 415-423
- Stienen, H. and J. Bauch 1988: Element content in tissues of spruce seedlings from hydroponic cultures simulating acidification and deacidification. *Plant and Soil* 106, 231-238
- Wright, R.J., V.C. Baligar, K.D. Ritchey and S.F. Wright 1989: Influence of soil solution aluminum on root elongation of wheat seedlings. *Plant and Soil* 113, 294-298
- Zech, W., und E. Popp 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. *Forstw.Cbl.* 102, 50-55
- Zöttl, H.W. 1987: Stoffumsätze in Ökosystemen des Schwarzwaldes. *Forstw.Cbl.* 106, 105-114
- Zöttl, H.W. and R.F. Hüttl 1986: Nutrient supply and forest decline in southwest-Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 31, 449-466
- Zöttl, H.W. und E. Mies 1983: Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. *Allgem.Forst- und Jagdzeitg.* 154, 110-114

# Physiologische und strukturelle Veränderungen an Bäumen unter Magnesiummangel

Siegfried Fink

Botanisches Institut, - Physiol. Ökologie der Pflanzen -  
Universität Tübingen

Auf der Morgenstelle 1, D-W-7400 Tübingen

## **Abstract: Physiological and structural disorders in magnesium deficient trees.**

*Although Mg-deficiency is among the major causes of 'forest decline', physiological and structural consequences on tree growth are still unknown. Detailed knowledge of chemical bindings and micromorphological distribution in cells and tissues is mandatory. First results of fractionated chemical analysis of spruce needles are given. The functional and structural role of magnesium for chloroplasts, cytoplasm, vacuoles, cell walls and sieve elements is described. In addition the consequences of deficient Mg supply are discussed. It becomes obvious, that Mg deficiency symptoms do not simply arise from lower chlorophyll contents. Instead it becomes apparent that energy metabolism, enzyme activity and phloem loading processes are severely affected.*

## **Einleitung**

Im Zentrum der Forschungen zu den "Neuartigen Waldschäden" stand in den vergangenen Jahren in erster Linie die "Montane Vergilbung" der Fichte in den Hochlagen der Mittelgebirge. Diese Erkrankung ist gekennzeichnet durch einen Magnesium-Mangel in den älteren Nadeln, welcher durch eine sekundäre Retranslokation von Magnesium aus den älteren in die jeweils jüngsten Nadeln ausgelöst wird (Mies & Zöttl 1985, Schulze et al. 1989). Dabei wird zunehmend deutlich, daß die so augenscheinlich werdenden Ungleichgewichte in der bodenbürtigen mineralischen Ernährung den *primären* Schadfaktor und nicht erst eine sekundäre Folge des direkten Einflusses atmosphärischer Luftschadstoffe auf die Nadeln darstellen (Roberts et al. 1989). Trotz dieser Erkenntnis haben sich in den vergangenen Jahren die physiologischen Untersuchungen an jungen Bäumen unter kontrollierten Bedingungen fast ausschließlich auf die direkten Wirkungen von saurem Regen und gasförmigen Schadstoffen ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_x$ ) auf die oberirdischen Vegetationsorgane konzentriert. Demgegenüber sind die Erkenntnisse über die Auswirkungen eines bodenbürtigen Mg-Mangels auf Struktur und Stoffwechsel vergleichsweise spärlich. Im Folgenden sollen nun einige der bisher bekannten Einflüsse der Magnesiumversorgung auf Struktur und Stoffwechsel der Bäume besprochen werden, wobei ergänzend auch an krautigen Pflanzen gewonnene Erkenntnisse hinzugezogen werden. Im Hinblick auf die allgemeinen Funktionen des Magnesiums und die Folgen eines Mangels kann auf die Lehrbücher von Mengel (1984), Marschner (1986) und Bergmann (1988) verwiesen werden.

## **Bindungsformen**

Die bisherigen Erkenntnisse über Mg-Mangel an Waldbäumen basierten fast ausschließlich auf Analysen des Gesamtgehaltes der Nadeln/Blätter. Zum besseren Verständnis der Funktion von Magnesium in diesen Organen sind jedoch detailliertere Kenntnisse über (1) die chemischen Bindungsformen, und (2) die mikromorphologische Lokalisation innerhalb der Zellen und Gewebe wünschenswert. Erste Analysen der unterschiedlichen chemischen Bindungsformen von Magnesium in Fichtennadeln (gewonnen durch fraktionierte Extraktion mit verschiedenen Lösungsmitteln) sind in Tabelle 1 aufgeführt. Zum Vergleich sind die entsprechenden Daten für Calcium ebenfalls angegeben. Dabei sind typische Werte für jeweils 3 Nadeljahrgänge einer Fichte auf Kalkboden (Schwäbische Alb) und einer auf saurem Boden über Buntsandstein (Nordschwarzwald) mit deutlichen Mg-Mangelsymptomen angegeben.

Tabelle 1: Fraktionierte Bestimmung der Bindungsformen von Magnesium (oben) und Calcium (unten) in 3 Nadeljahrgängen von 2 Fichten (Probenahme 27.6.90).

*Fractionated determination of Mg- (upper part) and Ca- (lower part of table) contents in 3 needle age classes of 2 Norway spruce trees (sampling date 27.6.90).*

MAGNESIUM		wasserlöslich (ppm)	Pektat, Phosphat (ppm)	Chlorophyll (ppm)	Gesamtgehalt (mg/g)
Fi Schwäb. Alb	1987	824	15	123	0,96
	1988	921	26	108	1,05
	1989	1342	38	93	1,47
Fi Schwarzwald	1987	146	11	47	0,20
	1988	188	23	65	0,28
	1989	201	31	80	0,31

CALCIUM		wasserlöslich (ppm)	Pektat, Phosphat (ppm)	Chlorophyll (ppm)	Gesamtgehalt (mg/g)
Fi Schwäb. Alb	1987	883	127	9879	10,89
	1988	791	88	9045	9,92
	1989	580	60	7213	7,85
Fi Schwarzwald	1987	915	98	1408	2,42
	1988	711	65	1376	2,15
	1989	532	41	1025	1,60

Diese ersten orientierenden Daten lassen folgende Schlüsse zu: (1) Bei guter Mg-Versorgung beträgt der Anteil des im Chlorophyll gebundenen Magnesiums nur etwa 10% des Gesamtgehaltes; bei Mangelversorgung kann dieser Anteil jedoch auf 10-30% ansteigen. Damit wird bei Mangel zunächst die Versorgung anderer Kompartimente stärker betroffen als die des Chlorophylls. Dies stimmt mit früheren Untersuchungen von Michael (1941) an Angiospermen überein. (2) Während bei guter Mg-Versorgung die absolute Menge des im Chlorophyll gespeicherten Magnesiums mit zunehmendem Nadelalter zunächst ansteigt, fällt sie bei Mg-Mangel bereits im zweiten Nadeljahrgang deutlich ab. (3) Bei über den minimalen physiologischen Bedarf hinausgehender Mg-Versorgung wird der zusätzliche Anteil in wasserlöslicher (ionischer) Form gespeichert (wohl vor allem in den Vakuolen: s.u.). Demgegenüber wird beim Calcium der wasserlösliche Anteil konstant gehalten, unabhängig von der Ca-Zuführung über den Transpirationsstrom, indem alles überschüssige Ca als Oxalat in physiologisch inerte Form ausgefällt wird (vgl. Fink 1991b). (3) Während beim Calcium die wasserlösliche und die im Pektat gebundenen Fraktionen mit zunehmendem Nadelalter ansteigen, sinken diese Fraktionen beim Magnesium ab. Dies könnte auf eine teilweise Verdrängung von Magnesium durch Calcium an Austauschstellen (z.B. der Zellwand) hindeuten.

Die offensichtliche Fähigkeit zur Verlagerung von Magnesium aus anderen Kompartimenten zur Aufrechterhaltung eines gewissen Chlorophyllgehaltes selbst unter Mangeler-nährung zeigt sich auch darin, daß die Photosynthesekapazitäten in Fichtennadeln zwar eine gewisse Abhängigkeit vom Gesamt-Mg-Gehalt zeigen, jedoch erst unterhalb von ca. 12 µmol/g TG (ca. 0,3 mg/g TG)

ein deutlicher Rückgang einsetzt, wobei aber selbst bei 10  $\mu\text{mol/g}$  noch Unterschiede um das 5-fache zwischen den Nadeln verschiedener Bäume bestehen können (Oren & Zimmermann 1989).

### Magnesium und Chloroplasten

Die Chloroplasten sind zunächst die ersten Zellkomponenten, welche man mit Magnesium allgemein in Verbindung bringt. Dabei steht zunächst die Rolle des Magnesiums als kovalent gebundenes Zentralatom der Chlorophyllkomplexe im Vordergrund. Wie oben angeführt, darf jedoch dieser Anteil am Gesamt-Pool nicht überschätzt werden. Daneben erfüllt  $\text{Mg}^{2+}$  in *ionischer* Form (dessen Anteil fast so hoch wie der im Chlorophyll sein kann) noch weitere wichtige Funktionen innerhalb der Chloroplasten: (1) Bei der Modulierung der Ribulose-bisphosphat-carboxylase im Stroma der Chloroplasten erhöht  $\text{Mg}^{2+}$  die Affinität zu  $\text{CO}_2$  und verschiebt den pH-Wert in den physiologisch günstigsten Bereich (von ca 6 auf ca. 8), dabei wird der Efflux von Protonen aus dem Stroma ausgeglichen durch einen Influx von  $\text{Mg}^{2+}$  von den Thylakoiden her; (2) ein weiteres Schlüsselenzym im Chloroplasten mit hohem Mg-Bedarf ist Fructose-1,6-diphosphatase (verantwortlich für die Regelung der Assimilatverteilung über den Einfluß auf Stärkesynthese und Triosephosphat-Export); (3) auch die Glutamat-Synthetase (verantwortlich u.a. für die Regulierung der Nitrit-Reduktion und Ammonium-Assimilation im Chloroplasten) ist stark  $\text{Mg}^{2+}$ -abhängig; (4) schließlich ist die Proteinsynthese von  $\text{Mg}^{2+}$  gesteuert, was für die Chloroplasten besonders wichtig ist, da sie ca. 25 % des gesamten Blattproteins enthalten.

Gerade diese letztere *Hemmung der Proteinsynthese* infolge von Mg-Mangel ist möglicherweise wichtiger für das Verständnis von Schadsymptomen im Chloroplasten als die eigentliche Verfügbarkeit von Magnesium als Zentralatom für das Chlorophyll. Es zeigt sich nämlich, daß die Chloroplastenfarbstoffe, welche *kein* Magnesium enthalten (z.B. Carotinoide), in Nadeln mit Mg-Mangel in gleicher Weise reduziert sind wie das Chlorophyll selber (Köstner et al. 1990). Dieses Muster ist im übrigen deutlich verschieden von Vergilbungen auf Grund von Ozonwirkungen, wodurch die Carotinoide sehr viel stärker als das Chlorophyll abgebaut werden.

Die *Struktur* der Chloroplasten in gesunden Fichtennadeln im Sommer ist charakterisiert durch ein wohl ausgebildetes Membransystem mit vielen Grana, wenig Plastoglobuli und nur kleinen Stärkeeinschlüssen (Abb. 1). In Mg-Mangelnadeln hingegen sind die Chloroplasten gekennzeichnet durch ein reduziertes Membransystem mit fehlenden oder rudimentären Grana, eine Trennung und Aufweitung der Thylakoidmembranen, eine Zunahme der Plastoglobuli und häufig große Stärkeeinschlüsse (Abb. 2, 3; Fink 1988a,b, 1991a). Ähnliche Veränderungen wurden auch bereits in krautigen Pflanzen und Laubbäumen bei Mg-Mangel beschrieben (Whatley 1971, Hamzah & Gomez 1979), wenngleich solche pathologischen Verformungen von Chloroplasten nicht als spezifisch für Mg-Mangel angesehen werden können (vgl. Fink 1988a).

Eine Besonderheit des Mg-Mangels bei den Nadelbäumen ist ja nun, daß die diesjährigen Nadeln stets ausreichend mit Mg versorgt werden und auch normal assimilieren, so daß der Mangel erst beim Neuaustrieb im kommenden Frühjahr auftritt, wo innerhalb kurzer Zeit 30-40% des Magnesiums abgezogen und in die jüngsten, sich gerade entfaltenden Nadeln abtransportiert werden (Mies & Zöttl 1985, Lange et al. 1989, Schulze et al. 1989). Dies bedeutet, daß zunächst im ersten Jahr normal ausdifferenzierte Chloroplasten im zweiten Jahr einem plötzlichen Mangel zu Beginn der Vegetationsperiode ausgesetzt sind. Die daraufhin erfolgenden strukturellen Veränderungen sind also *sekundärer* Art. Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Chloroplasten in jedem Winter durch die tiefen Temperaturen etc. partiell geschädigt werden und sich im Frühjahr normalerweise regenerieren und partiell neu bilden (Senser et al. 1975). Es scheint nun, daß gerade diese Regenerationsphase auf Grund der Hemmung der Proteinsynthese bei Mg-Mangel nicht mehr wirksam wird und sich somit Schädigungen irreversibel akkumulieren. Daß prinzipiell

die Fähigkeit zur Reparatur von Membranschäden noch vorhanden ist, zeigt die Analyse von nach Mg-Düngung wiederergrünenden Nadeln, welche innerhalb weniger Monate zu einer weitgehenden Regeneration der Chloroplasten fähig waren (Abb. 4; Hüttl & Fink 1988).

### **Magnesium und Cytoplasma**

Das Cytoplasma enthält bei Pflanzen etwa 10-20% des  $Mg^{2+}$  in einer Konzentration von 1 - 10 mmol. Magnesium ist hier wichtig als Brückenelement für die Aggregation von Ribosomen-Untereinheiten, einem wichtigen Prozess für die Proteinsynthese. Wie bereits erwähnt, ist folglich bei Mg-Mangel die Proteinsynthese gestört und der Proteingehalt in Mangelblättern ist erniedrigt, während der Anteil löslicher Aminosäuren ansteigt (Mengel 1984, Marschner 1986). Auch die Synthese von RNA ist unter diesen Umständen reduziert.  $Mg^{2+}$  ist außerordentlich wichtig für die Aktivierung zahlreicher Enzyme, wie Carboxylasen, Dehydrogenasen, Phosphatasen, und ATPasen. Da das Substrat für die meisten ATPasen das Mg-ATP ist und die Phosphorylierungsreaktion  $ADP + P_i \rightarrow ATP$  absolut abhängig von  $Mg^{2+}$  ist, hängt letztlich der ganze Energiemetabolismus von einer ausreichenden Versorgung mit Magnesium ab. Bei Mg-Mangel können eine Reihe von Enzymen auch ersatzweise durch Mangan aktiviert werden, nicht aber durch Kalium oder Calcium.

Neben Calcium spielt zudem auch Magnesium eine Rolle für die Stabilisierung aller Lipid-Membranen, wengleich die Bedeutung des Calciums in diesem Zusammenhang größer ist. Daneben regelt Magnesium auch den Quellungsstatus der Plasmakolloide im Cytoplasma und hält den pH-Wert hoch.

### **Magnesium und Vakuolen**

Der vakuoläre Gehalt an Magnesium in Fichtennadeln ist deutlich höher als der durchschnittliche Gehalt im Gesamtgewebe; dies deutet darauf hin, daß die Mg-Gehalte im Cytoplasma und in der Zellwand niedriger liegen als in der Vakuole (Stelzer et al. 1990). Kalium verhält sich demgegenüber umgekehrt, die Gehalte in der Vakuole liegen etwa im Bereich von 10% derjenigen im Cytoplasma, (10-15 mmol im Vergleich zu etwa 100-150 mmol), während die Zellwand nur sehr geringe Mengen enthält (Schmidt et al. 1989). In den Vakuolen der Zellen der Endodermis (Leitbündelscheide) liegen die Mg-Gehalte um ein mehrfaches über denjenigen der übrigen Vakuolen; sie können dabei über 10% des Gesamt-Mg-Gehaltes der Nadeln ausmachen. Diese hohen Mg-Konzentrationen treten zusammen mit hohen S-Werten auf, d.h. evtl. liegt hier  $MgSO_4$  in den Vakuolen vor; diese könnten damit einen Speicher für rasch zusätzlich benötigtes Magnesium darstellen (Stelzer et al. 1990).

Generell bildet der größte Teil des Magnesiums das Gegenion für organische Säuren und anorganische Anionen in den Vakuolen. Eine Erhöhung des Magnesium-Gehaltes in Blättern über das Minimum hinaus führt im wesentlichen zu einer Erhöhung der Konzentration in den Vakuolen als anorganisches Salz (Marschner 1986). Auch hier ist Magnesium wichtig für die pH-Regulierung und Kationen-Anionen-Balance; durch seine hydratisierenden Eigenschaften hat  $Mg^{2+}$  zudem einen Einfluß auf den Wasserhaushalt. Es kann davon ausgegangen werden, daß bei einsetzendem Mg-Mangel zunächst dieser Mg-Pool in den Vakuolen verringert wird, wobei über die sich daraus ergebenden physiologischen Konsequenzen noch keine Vorstellung besteht.

## Magnesium und Zellwände

Ein kleiner Teil des Magnesiums (s.o.) ist, ähnlich wie Calcium, als Pektat in der Mittellamelle der Zellen gebunden. Auf Grund des hohen Pektingehaltes der Zellwände des Phloems und des Transfusionsparenchyms ist dort mit einem relativ höheren Mg-Gehalt zu rechnen (vgl. Fink 1991b). Allgemein liegt der Gehalt an wandgebundenem  $Mg^{2+}$  deutlich niedriger als für  $Ca^{2+}$ , jedoch kann in Ca-Mangelpflanzen der Anteil des wandgebundenen Magnesiums auf über 25% steigen (Kirkby & Mengel 1976; vgl. auch Tab. 1).

Von besonderer Bedeutung hinsichtlich des wandgebundenen Magnesiums ist der Ionenaustausch ("leaching") an der Cuticula/Epidermiszellwand sowie auch an der Rindenoberfläche/Periderm/Borke durch Sauren Regen (Klemm 1989). Dabei verhält sich das relative Vorkommen der wichtigsten Kationen im apoplastischen Raum der Zellwand:  $Ca > Mg > K$ . Da Kalium vorwiegend im Symplasten vorkommt, wird seine Auswaschung z.B. durch den pH-Wert der Lösung kaum beeinflusst, während Ca und Mg bei niedrigerem pH deutlich stärker aus den Zellwänden ausgewaschen werden (Joslin et al. 1988).

Im Holz werden zweiwertige Kationen wie  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  in einem Ionenaustausch-Prozeß aus dem Transpirationsstrom heraus zunächst reversibel an die Zellwände gebunden; sie können dann wieder durch neue zweiwertige Kationen ausgetauscht werden (Ferguson & Bollard 1976). In diesem Zusammenhang erscheint es interessant, daß im Osten der USA in Holzproben von Nadelbäumen seit etwa 1940-50 eine Abnahme des Ca:Mg-Verhältnisses in den Zellwänden von 5,0-8,0 vorher auf 3,5-4,5 danach festgestellt wurde (Bondietti et al. 1989). Dies bedeutet möglicherweise, daß durch eine Abnahme verfügbaren Calciums in der Bodenlösung und folglich auch im Xylemwasser nur ein geringerer Teil der Bindungsstellen im Xylem mit Calcium belegt werden kann und damit die restlichen Bindungsstellen statt dessen Magnesium festlegen, wodurch dieses zunächst den Blättern/Nadeln nicht mehr zur Verfügung stünde. Es bleibt noch anzumerken, daß in Koniferennadeln ein Großteil des Calciums in bzw. unmittelbar außerhalb der Zellwände als physiologisch inertes Calciumoxalat ausgefällt wird (vgl. Fink 1991b). Ob es dabei unter bestimmten Bedingungen auch zu einer pathologischen Ausfällung von Magnesiumoxalat kommen kann, muß im Moment noch offen bleiben. Immerhin konnte z.B. in Kaffeeblättern bei Infektion durch den Pilz *Mycena citricolor* eine Ausfällung von freiem  $Mg^{2+}$  aus Mesophyllzellen durch vom Pilz produzierte Oxalsäure als Mg-Oxalat festgestellt werden (Rao & Tewari 1989).

## Magnesium und Siebelemente

Die Beziehung von Magnesium zu den Siebelementen des Phloems und damit zu den Transportbahnen für organische Stoffe aus den Nadeln/Blättern zum Stamm und zu den Wurzeln ist mehrschichtig. Einerseits ist  $Mg^{2+}$  selbst im Phloem sehr gut beweglich und wird bei Bedarf an anderen Orten wieder leicht aus Geweben abtransportiert. Dies ist ja auch der Grund für das Auftreten von Mangelsymptomen immer an älteren Nadeln, etwa im Gegensatz zum phloem-immobilen Calcium, bei dem Mangelercheinungen sich stets an den jüngsten Nadeln zeigen. Offensichtlich wird ein relativ großer Teil des mit dem Transpirationsstrom über das Xylem in die Nadeln transportierten Magnesiums auch gleich wieder über das Phloem abtransportiert und so ständig rezykliert; dies zeigt die hohe Affinität des Phloems für Magnesium (Schulze et al. 1989). Andererseits nun ist  $Mg^{2+}$  sehr wichtig für die Beladung der Siebelemente mit Zuckern, da Mg-ATP das Substrat für die Protonenpumpe darstellt, welche den für den Zuckertransport in die Siebelemente notwendigen Protonengradienten aufrechterhält (Giaquinta 1983, Baker & Hall 1988, Fink 1988b). Die Zucker wiederum bewirken u.a. den hohen osmotischen Druck innerhalb der Siebelemente.

Ein vorzeitiger Phloemkollaps in vergilbten Fichten- und Tannennadeln wurde nun in Gebieten mit "Montaner Vergilbung" verbreitet beobachtet (Fink 1983, Parameswaran et al. 1985, Forschner et al. 1989). Dabei zeigte sich eine rasche Nekrose der Siebzellen sowie eine Hypertrophie und Hyperplasie der angrenzenden Kambium- und Parenchymzellen (Abb. 5, 6). Im kontrollierten Experiment bei mehrjähriger Kultur von Jungpflanzen unter Mg-Mangel konnten nun solche Phloemveränderungen gezielt induziert werden; sie erwiesen sich dabei eindeutig als Folgen eines bodenbürtigen Mineralstoffmangels und nicht als Reaktionen auf mögliche gasförmige Luftschadstoffe (Fink 1988a,b, 1989, 1991a). Offensichtlich stellen subtile Veränderungen im Phloembereich tatsächlich die ersten Anzeichen für beginnenden Mineralstoffmangel dar, da sie z.T. bereits in noch grünen Nadeln bei geschädigten Bäumen beobachtet werden konnten (Schmitt et al. 1986). Eine *Regeneration* des kollabierten Phloems ist allerdings nach Mg-Düngung möglich, da die Kambiumzellen zwar desorganisiert und hypertrophiert, aber immer noch lebend sind und bei Wiederherstellung einer ausreichenden Mg-Versorgung wieder zur Neubildung funktionsfähiger Siebelemente in der Lage sind (Hüttl & Fink 1988).

Auf Grund der zentralen Rolle von  $Mg^{2+}$  bei der Phloembelastung scheint es nun unter Mangel zu einem Zusammenbruch der Belastung zu kommen, wodurch der hohe osmotische Druck in den Siebzellen nicht mehr aufrechterhalten werden kann und es zu einem Kollaps der Zellen kommt. Die Strasburger-Zellen, welche wohl weitgehend für die Phloembelastung in den Koniferennadeln verantwortlich sind (Bleichschmidt-Schneider 1989), sterben dabei nicht, wie sonst üblich, zusammen mit den Siebzellen ab, sondern vergrößern sich sogar noch übermäßig (Abb. 6). Dies könnte ebenfalls darauf hindeuten, daß sie zunächst versuchen, ihre gehemmte Fähigkeit zur Phloembelastung durch "Aufblähung" und damit Vergrößerung der wirksamen Membranflächen zu kompensieren.

Außer bei Koniferennadeln sind solche deutlichen Phloemschäden etwa bei der Stiehlähme der Trauben durch Mg-Mangel bei erhöhtem K-Gehalt bekannt; möglicherweise sind sie auch die Ursache für das lange Verbleiben grüner Streifen entlang der Blattadern bei Laubblättern mit Mg-Mangel, während die Interkostalfelder zunächst rasch vergilben; der einsetzende Phloemkollaps würde einen weiteren Abtransport stoppen (vgl. Bergmann 1988).

Der Phloemkollaps in vergilbten Nadeln erklärt auch die häufig gleichzeitig beobachtete Anreicherung von Stärke in den Chloroplasten (Parameswaran et al. 1985, Fink 1988, 1989, 1991, Forschner et al. 1989). Diese führt zu einem höherem Trockengewicht in defizitären Nadeln und ist zugleich ein Zeichen dafür, daß die Photosynthese in den gelben Nadeln noch weniger gestört ist als der Kohlenhydrattransport. Auch in krautigen Pflanzen konnte eine solche Stärkeakkumulation bei Mg-Mangel festgestellt werden (Fischer & Bussler 1988). Auch andere biochemische Parameter, wie z.B. Fructose-2,6-bisphosphat als Regulator der Kohlenhydrataufteilung zwischen Stärke und Saccharose, deuten (selbst bei infolge niedrigerer Photosynthese nur gleichbleibenden Stärke- und Zuckergehalten) auf einen gehemmten Kohlenhydratexport in Mg-Mangelnadeln hin (Einig & Hampp 1990). Der Phloemkollaps verhindert letztlich dann natürlich auch den weiteren Abzug von Mineralstoffen aus den Nadeln und kann so wohl auch erklären, daß sich nach anfänglich sehr raschem Mg-Verlust aus vorjährigen Nadeln dann in Nadeln, die älter als 2 Jahre sind, der Chlorophyllgehalt später praktisch nicht mehr verändert (Köstner et al. 1990).

Die Störungen des Phloemtransportes bei Mg-Mangel müßten nun zwangsläufig auch zu einer verringerten Versorgung von Stamm und Wurzel mit Kohlenhydraten führen. In der Tat zeigte sich bei kontrollierten Experimenten an jungen Birken auch, daß bei Mg-Mangel die Verlagerung von Kohlenhydraten in die Wurzeln deutlich gehemmt ist, so daß dort Versorgungsprobleme für

das Wachstum auftreten können, wohingegen etwa bei N-, P-, oder S-Mangel das Wurzelwachstum durch verstärkte Verlagerung von Kohlenhydraten relativ gefördert wird (Ericsson 1990). Durch dieses veränderte "partitioning" der Kohlenhydrate zuungunsten der Wurzel (höheres Sproß-/Wurzelverhältnis) kann ein geringeres Wurzelwachstum, bei Leguminosen eine verringerte Versorgung der Knöllchenbakterien, und bei Waldbäumen eine Unterversorgung der Mykorrhiza mit Kohlenhydraten postuliert werden.

## Literatur

- Baker, D.A. & J.L. Hall, 1988: Solute transport in plant cells and tissues. Longman Scientific & Technical, Harlow, 592 S.
- Bergmann, W., 1988: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 762 S.
- Blechschild-Schneider, S., 1989: Phloembeladung bei *Picea abies* (L.) Karst. Physiologische Betrachtungen. Kali-Briefe 19, 467-489
- Bondietti, E.A., C.F. Baes III & S.B. McLaughlin, 1989: Radial trends in cation ratios in tree rings as indicators of the impact of atmospheric deposition on forests. Can. J. For. Res. 19, 586-594
- Einig, W. & R. Hampp, 1990: Carbon partitioning in Norway spruce: amounts of fructose-2,6-bisphosphate and of intermediates of starch/sucrose synthesis in relation to needle age and degree of needle loss. Trees 4, 9-15
- Ericsson, T., 1990: Dry matter partitioning in birch seedlings - a balance between internal nitrogen and carbon fluxes (Abstr.). In: Werner, D. & P. Müller (Hrsg.): Nitrogen-fixing trees and fast-growing trees. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, S. 232-233
- Ferguson, I.B. & E.G. Bollard, 1976: The movement of calcium in woody stems. Ann. Bot. 40, 1057-1065
- Fink, S., 1983: Histologische und histochemische Untersuchungen an Nadeln erkrankter Tannen und Fichten im Südschwarzwald. Allg. Forstztg. 38, 660-663
- Fink, S., 1988a: Histological and cytological changes caused by air pollutants and other abiotic factors. In: Schulte-Hostede, S., N.M. Darrall, L.W. Blank & A.R. Wellburn (Hrsg.): Air Pollution and Plant Metabolism. Elsevier Applied Science, London & New York, S. 36-54
- Fink, S. 1988b: Histologische und histochemische Untersuchungen zur Nährstoffdynamik in Waldbäumen. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfKPEF 35, 209-218
- Fink, S., 1989: Pathological anatomy of conifer needles subjected to gaseous air pollutants or mineral deficiencies. Aquilo Ser. Bot. 27, 1-6
- Fink, S., 1991 a: Structural changes in conifer needles due to Mg and K deficiency. Fertilizer Research 27, 23-27

- Fink, S., 1991b: The micromorphological distribution of bound calcium in needles of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). New Phytol.(im Druck)
- Fischer, E.S. & W. Bussler, 1988: Effects of magnesium deficiency on carbohydrates in *Phaseolus vulgaris*. Z. Pflanzenern. Bodenk. 151, 295-298
- Forschner, W., V. Schmitt & A. Wild, 1989: Investigations on the starch content and ultrastructure of spruce needles relative to the occurrence of novel forest decline. Botanica Acta 102. 208-221
- Giaquinta, R.T, 1983: Phloem loading of sucrose. Ann. Rev. Plant Physiol. 34, 347-387
- Hamzah, S. & J.B. Gomez, 1979: Ultrastructure of mineral deficient leaves of *Hevea*. I. Effects of macronutrient deficiencies. J. Rubber Res. Inst. Malaysia 27, 132-142
- Hüttl, R.F. & S. Fink, 1988: Diagnostische Düngungsversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände (*Picea abies* Karst. ) in Südwestdeutschland. Forstwiss. Cbl. 107, 173-183
- Joslin, J.D., C. McDuffie & P.F. Brewer, 1988: Acidic cloud water and cation - loss from red spruce foliage. Water, Air & Soil Poll. 38, 355-363
- Kirkby, E.A. & K. Mengel. 1976: The role of magnesium in plant nutrition. Z. Pflanzenern. u. Bodenkde. 139, 209-222
- Klemm, O., 1989: Leaching and uptake of ions through above-ground Norway spruce tree parts. In: Schulze E.-D., O.L. Lange & R. Oren (Hrsg.): Forest Decline and Air Pollution. Springer-Verlag, Berlin u.a., 210-237
- Köstner, B., F.-C. Czygan & O.L. Lange, 1990: An analysis of needle yellowing in healthy and chlorotic Norway spruce (*Picea abies*) in a forest decline area of the Fichtelgebirge (N.E. Bavaria). Trees 4, 55-67
- Lange, O.L., U. Heber, E.-D. Schulze & H. Ziegler, 1989: Atmospheric pollutants and plant metabolism. In: Schulze, E.-D., O.L. Lange & R. Oren (Hrsg.): Forest Decline and Air Pollution. Springer-Verlag, Berlin u.a., S. 238-273
- Marschner, H., 1986: Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, New York u.a., 678 S.
- Mengel, K., 1984: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 6. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 431 S.
- Michael, G., 1941: Über die Aufnahme und Verteilung des Magnesiums und dessen Rolle in der höheren grünen Pflanze. Z. Pflanzenern. u. Bodenk. 25, 65-120
- Mies, E. & H.W. Zöttl, 1985: Zeitliche Änderung der Chlorophyll- und Elementgehalte in den Nadeln eines gelb-chlorotischen Fichtenbestandes. Forstw. Cbl. 104, 1-8

- Oren, R. & R. Zimmermann, 1989: CO<sub>2</sub>-Assimilation and the carbon balance of healthy and declining Norway spruce stands. In: Schulze, E.-D., O.L. Lange & R. Oren (Hrsg.): Forest Decline and Air Pollution. SpringerVerlag, Berlin u.a., S. 352-369
- Parameswaran, N., S. Fink & W. Liese, 1985: Feinstrukturelle Untersuchungen an Nadeln geschädigter Tannen und Fichten aus Waldschadensgebieten im Schwarzwald. Eur. J. For. Pathol. 15, 168-182
- Rao, D.V. & J.P. Tewari, 1989: Occurrence of magnesium oxalate crystals on lesions incited by *Mycena citricolor* on coffee. Phytopathology 79, 783-787
- Roberts, T.M., R.A. Skeffington & L.W. Blank, 1989: Causes of type I spruce decline in Europe. Forestry 62, 179-222
- Schmidt, R., U. Lüttge & D. Kramer, 1989: Supply and compartmentalization of potassium in mesophyll cells of the needles of spruce, *Picea abies* (L.) Karst. Trees 3, 154-160
- Schmitt, U., W. Liese & M. Ruetze, 1986: Ultrastrukturelle Veränderungen in grünen Nadeln geschädigter Fichten. Angew. Botanik 60, 441-450
- Schulze, E.-D., R. Oren & O.L. Lange, 1989: Nutrient relations of trees in healthy and declining Norway spruce stands. In: Schulze, E.-D., O.L. Lange & R. Oren (Hrsg.): Forest Decline and Air Pollution. SpringerVerlag, Berlin u.a., S. 392-417
- Senser, M., F. Schötz & E. Beck, 1975: Seasonal changes in structure and function of spruce chloroplasts. Planta 126, 1-10
- Stelzer, R., H. Lehmann, D. Kramer & U. Lüttge, 1990: X-ray microprobe analyses of vacuoles of spruce needle mesophyll, endodermis, and transfusion parenchyma cells at different seasons of the year. Botanica Acta 103, 415-423
- Whatley, J.M., 1971: Ultrastructural changes in chloroplasts of *Phaseolus vulgaris* during development under conditions of nutrient deficiency. New Phytol. 70, 725-742

## Erläuterungen der Abbildungen - Figure captions

Abbildung 1: Elektronenmikroskopische Aufnahme eines normalen Chloroplasten in einer grünen 2-jährigen Fichtennadel; kennzeichnend ist ein gut ausgebildetes Membransystem mit nur wenigen Plastoglobuli.

*Electron-microscope photo of a normal chloroplast in a healthy 2-year old spruce needle; typically developed membrane system with few plastoglobuli.*

Abbildung 2: Desgleichen in einer 2-jährigen Fichtennadel mit kontrolliert induziertem Mg-Mangel; auffällig ist ein Abbau von Membranen und die Akkumulation großer Stärkekörner.

*As fig.1 with induced Mg-deficiency; obviously membranes are degraded and starch grains accumulate.*

Abbildung 3: Chloroplasten in einer 3-jährigen Fichtennadel eines Baumes mit starkem Mg-Mangel in einem Waldschadensgebiet im Schwarzwald; die Thylakoiden sind stark reduziert und dilatiert, die Chloroplasten sind aufgetrieben und enthalten z.T. große Stärkekörner.

*Chloroplasts in a 3-year old spruce needle from a tree with intense Mg-deficiency symptoms, located in a forest decline area in the Schwarzwald; thylacoids are severely reduced and deformed, chloroplasts inflated with large starch granules.*

Abbildung 4: Chloroplast in einer 3-jährigen, ursprünglich vergilbten Fichtennadel, welche nach Mg-Düngung innerhalb weniger Monate wiederergrünte; das Membransystem erscheint weitgehend repariert und funktionell.

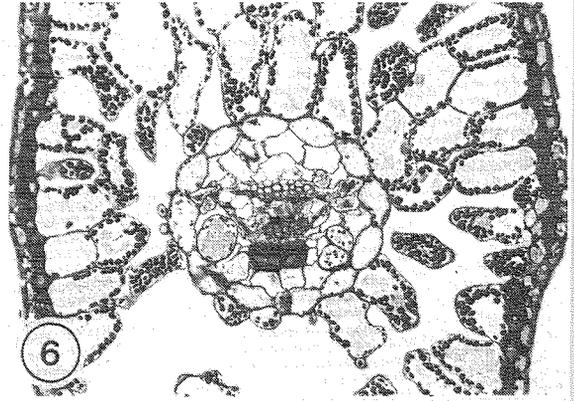
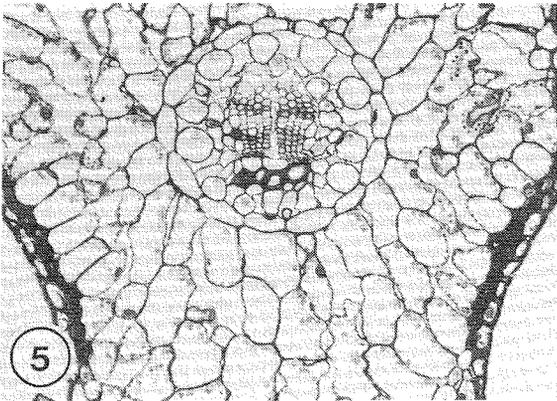
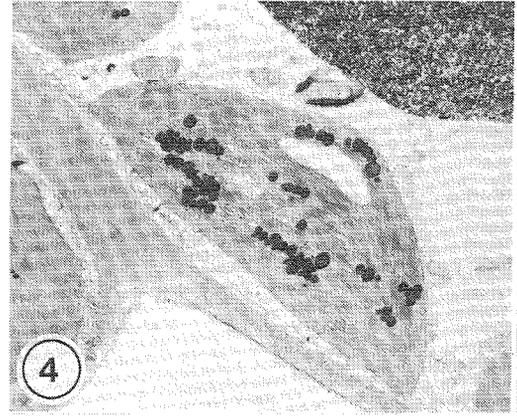
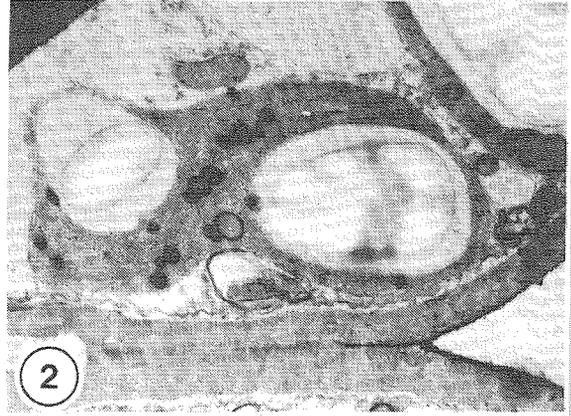
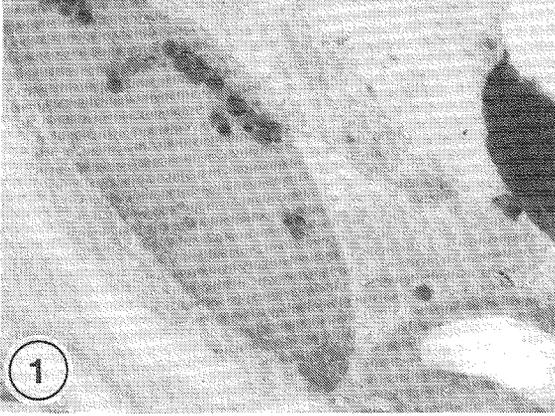
*Chloroplast of 3-year old Norway spruce needle, which previously showed yellowing symptoms, that have vanished several months after Mg-fertilization. The membrane system appears repaired and in proper functional shape.*

Abbildung 5: Lichtmikroskopischer Querschnitt durch eine 2-jährige grüne Fichtennadel; im zentralen Leitbündel ist das Phloem offen und intakt, im Mesophyll zeigen sich nur geringe Mengen kleiner Stärkekörner.

*Light-microscopic cross sections from a 2-year old spruce needle; phloem is open and functional in the central vascular bundle sheet, low amounts of small starch grains in the mesophyll.*

Abbildung 6: Desgleichen bei einer 2-jährigen vergilbten Nadel mit starkem Mg-Mangel; das Phloem ist kollabiert, während das Kambium und die Strasburger-Zellen hypertrophiert sind; als Konsequenz der Phloemnekrose bei noch partiell laufender Photosynthese kommt es zu einer Akkumulation von Stärke in den Chloroplasten der Mesophyllzellen (schwarze Punkte).

*Light-microscopic cross sections from a 2-year old spruce needle with yellowing symptoms; the phloem is collapsed while cambium and Strasburger cells are hypertrophic; due to phloem necrosis while partial photosynthesis takes place, starch accumulates in the chloroplasts of the mesophyll cells (see black dots).*



# Magnesiummangel und Magnesiumdüngung in Waldökosystemen des Südschwarzwaldes

H.-P. Ende, H.W. Zöttl und R.F. Hüttl

Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre

Albert-Ludwigs-Universität

Bertoldstr. 17, W-7800 Freiburg

## **Abstract: Magnesium deficiency and magnesium fertilization in forest ecosystems of the Southern Black Forest.**

*In the southern Black Forest magnesium deficiency symptoms have been observed in *Picea abies* as well as in *Fagus sylvatica* stands. Field and laboratory findings clearly indicate that Mg deficiency is a site specific problem which above all is related to the poor Mg availability from the substrate.*

*The paper presents the results of fertilizer experiments with Mg sulfate ("Kieserit") in a Norway spruce plantation and a natural regeneration of European beech both suffering from extremely low Mg supply from the soil. Effects of different application rates on the development of nutrient contents in leaves and needles over a period of three vegetation periods are discussed.*

## 1. Magnesiummangel im Südschwarzwald

Bereits vor mehr als 15 Jahren wurden im südlichen Schwarzwald an Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) Nadelverfärbungen beobachtet, die den typischen Symptomen von Mg-Mangelentsprechen (ZÖTTL *et al.*, 1977). Im Grundgebirge, speziell auf den Granitstandorten der höheren Lagen (800 bis 1200 m ü. NN), breiteten sie sich in der Folge aus (ZÖTTL und MIES, 1983a). Seit 1982/83 werden Mg-Mangelsymptome auch an Laubbaumarten wie der Buche (*Fagus sylvatica* L.) festgestellt (ENDE und ZÖTTL, 1990b; HÜTTL, 1991). Diese Beobachtungen fallen zeitlich mit denen aus anderen Regionen zusammen (z.B. Nordost-Bayern: KREUTZER und BITTERSÖHL, 1986; Österreich: GLATZEL *et al.*, 1987; Harz: HARTMANN *et al.*, 1985).

Durch Untersuchungen zahlreicher Fichten- und Buchenbestände konnte nachgewiesen werden, daß der z.T. extreme Magnesiummangel bodenbürtig ist (ZÖTTL und MIES, 1983b; HÜTTL, 1985; LIU, 1988; LIU und TRÜBY, 1989; ZÖTTL, 1990b; ENDE, 1991). Nährelement-Umsatzmessungen in Fichtenbeständen der Bärhalde hatten bereits gezeigt, daß dort insbesondere bei Magnesium (aufgrund sehr geringer Vorräte bei hoher Mobilität) mit wesentlich höheren Verlusten als Einträgen zu rechnen ist (ZÖTTL, 1987). Dies ist umso bedeutsamer, als die atmogenen Staubeinträge, die in meeresfernen Gebieten eine wichtige Mg-Quelle darstellen, laufend verringert werden (SCHENCK, 1990).

Unter den Faktoren, die zu den geringen Nährelementgehalten der Böden geführt haben, verdient die Vorgeschichte der Bestände besondere Beachtung. Für das Gebiet der nachfolgend beschriebenen Versuche Staufen 7a/7b konnte eine erhebliche Vorbelastung seit etwa 1200 n. Chr. (Beginn des Silberbergbaus) aufgezeigt werden. Nach ENDE (1991; vgl. HASEL, 1989) hat in dem untersuchten Gebiet mehr als 600 Jahre lang eine Waldnutzung stattgefunden, die durch extrem hohe Entnahme von Biomasse sowie destruktive Holzernteverfahren gekennzeichnet ist. Diese Standorte wurden demnach durch hohe Nährelemententzüge, insbesondere mit dem Derbholz (Mg, Ca), sowie Bodenerosion in ihrer Stabilität und Produktivität nachhaltig geschwächt.

Als großräumig wirksame Faktoren, die das beinahe zeitgleiche Auftreten der Symptome in verschiedenen Regionen (auch immissionsfernen in Neuseeland; HUNTER *et al.*, 1986) gesteuert haben könnten, werden immer wieder Witterungsextreme angeführt (WILL, 1985; REHFUESS, 1989; HÜTTL, 1991). Für das nachstehend beschriebene Gebiet deuten überschlägige Berechnungen des Bodenwassers darauf hin, daß in den extrem warm-trockenen Sommern 1976 und 1983 jeweils für 10 bis 40 Tage im Hauptwurzelraum praktisch kein Bodenwasser verfügbar war (ENDE, 1991). Die gegenüber Trockenheit sehr empfindliche Buche dürfte darauf mit vorzeitigem Laubabwurf reagiert haben.

Um zu prüfen, ob die Mangelsymptome durch gezielte Mg-Zufuhr behoben werden können, wurden

in geschädigten Fichtenbeständen diagnostische Düngungsversuche mit rasch wirksamen Mineralsalzdüngern erfolgreich durchgeführt (HÜTTL, 1985; LIU, 1988; ENDE, 1991; HÜTTL, 1991). Nachfolgend werden beispielhaft zwei neuere Düngungsversuche vorgestellt, in denen das für praktische Anwendungen interessante Mg-Sulfat (Kieserit) in verschiedenen Dosierungen sowie neben der Fichte die Laubbaumart Buche untersucht wurde.

## 2. Düngungsversuch zu Fichte

Eine achtjährige Fichtenkulturfläche des Forstamtes Staufen (Münsterhaldengranit, 860 m ü.NN, Nordhang; vgl. ENDE 1991) stellte sich zu Beginn der Untersuchungen (August 1987) flächenhaft vergilbt dar. Von den für Mg-Mangel charakteristischen Chlorosen waren besonders die älteren Nadeljahrgänge betroffen, an einigen Fichten war sogar der jüngste Nadeljahrgang chlorotisch. Vor der Düngung durchgeführte Boden- und Nadelanalysen wiesen extremen Mg-Mangel nach. Die in Tabelle 1 aufgeführten Daten lassen die in hohem Maße stattfindende Mineralisierung von organischen Vorräten im Oberboden erkennen, zu der der im Untersuchungsgebiet vorkommende, als bodenprägender Faktor (LAMPARSKI und ZÖTTL, 1981) wirksame Riesenregenwurm *Lumbricus badensis* beiträgt. Die für Granitstandorte hohen pH-Werte (um 4,6 in H<sub>2</sub>O) und die relativ günstigen C:N-Verhältnissen (ca. 16 - 18) sowie gute Phosphor-Versorgung können auf dessen Aktivität zurückgeführt werden (LAMPARSKI, 1985). Während das Kalium-Angebot noch als ausreichend angesehen werden kann, ist die Versorgung mit Kalzium - bei starker räumlicher Variation - als schlecht zu bewerten. Ähnliches gilt für das Spurenelement Zink. Die Magnesium-Gehalte liegen im Bereich extremen Mangels weit unterhalb bisher gemessener Werte. Der geringste Mg-Gehalt, den LIU (1988) auf Granitstandorten (0-10 cm) fand, betrug 1,20 µeq·g<sup>-1</sup>, der Durchschnittswert 2,80 µeq·g<sup>-1</sup>. Nach LIU und TRÜBY (1989) ist in Fichtenbeständen, die im Wurzelraum über Mg-Gehalte von weniger als 2 µeq·g<sup>-1</sup> verfügen, regelmäßig akuter Mg-Mangel anzutreffen. Dieser Grenzwert wird in Tabelle 1 deutlich unterschritten.

Tabelle 1: Düngungsversuch in achtjähriger Fichtenkultur "Staufen 7a" - Elementgehalte und pH im Mineralboden (Mittelwerte von fünf Parzellen, Juni 1988, vor Düngung)  
*Fertilizer trial in an eight-yr-old Norway spruce plantation "Staufen 7a" - element contents and pH in mineral soil (average values of five plots, June 1988, prior to fertilization)*

Parz.	Tiefe cm	C %	N mg·g <sup>-1</sup>	P µg·g <sup>-1</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup> µeq·g <sup>-1</sup>	Mg <sup>2+</sup> µeq·g <sup>-1</sup>	Mn <sup>2+</sup>
Vor	0-10	4,67	2,65	170	3,15	7,7	1,41	1,39
Düng.	20-30	3,54	1,97	175	1,68	4,7	1,08	0,67

		Zn <sup>2+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H <sup>+</sup>	pH H <sub>2</sub> O	pH CaCl <sub>2</sub>
		µeq·g <sup>-1</sup>					
Vor	0-10	0,08	1,69	38,1	13,6	4,63	3,96
Düng.	20-30	0,06	2,25	54,8	14,9	4,70	4,02

Die in Tabelle 2 aufgeführten Nährelementgehalte nicht gewaschener Nadeln spiegeln das Angebot im Boden. Während die N-Versorgung der Fichten ausreichend ist, liegen die P- und K-Werte deutlich über den von ZÖTTL (1990b) angegebenen ausreichenden Gehalten. Die Versorgung mit Ca ist auf zwei der fünf Parzellen angespannt (unter 2 mg·g<sup>-1</sup>). Die Mg-Gehalte der Fichten sind so niedrig bisher von Waldstandorten kaum bekannt geworden. In den jüngsten Nadeln des obersten Quirls, die bei Mg-Mangel typischerweise noch am besten versorgt sind, werden in Mischproben

von 15 Fichten in keinem Fall 0,25 mg·g<sup>-1</sup> Mg erreicht. Akuter Mg-Mangel mit sichtbaren Symptomen wird auf diesen Standorten regelmäßig bereits bei 0,5 mg·g<sup>-1</sup> beobachtet (ZÖTTL, 1987; ENDE, 1989). Die schlechteste Mg-Versorgung (0,163 mg·g<sup>-1</sup>) weisen die Fichten auf, in denen die geringsten Ca- und die höchsten K-Gehalte festzustellen waren, und umgekehrt. Dies ist ein Hinweis auf eine stark antagonistische Wirkung des im Boden relativ gut angebotenen K<sup>+</sup> auf die Aufnahme von Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> (KIRKBY und MENGEL, 1976). Die Zn-Gehalte sind nach ZÖTTL (1990b) als noch ausreichend zu bewerten. Dies gilt auch bei Berücksichtigung der P:Zn-Quotienten in den Nadeln (zwischen 70 und 140). Bei den ermittelten Mn-, Fe- und Al-Gehalten sind keine ernährungsbedingten Probleme zu erwarten.

Tabelle 2: Düngungsversuch in achtjähriger Fichtenkultur "Staufen 7a" - Elementgehalte von jüngsten Nadeln (I. Quirl, Juni 1988, vor Düngung)  
*Fertilizer trial in an eight-yr-old Norway spruce plantation "Staufen 7a" - element contents of current needles (top whorl), June 1988, prior to fertilization*

Probe- nahme	Parzelle	N	P	S <sub>Ges</sub> mg·g <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> -S	K	Ca	Mg
87/88	(0)	15,61	2,20	1,27	0,16	6,19	2,40	0,208
87/88	(500)	13,98	2,45	1,33	0,34	7,84	2,43	0,240
87/88	(1000)	13,41	2,37	1,23	0,22	9,35	1,43	0,163
87/88	(2000)	14,01	2,17	1,05	0,21	8,00	1,80	0,183
		Mn	Cu	Zn µg·g <sup>-1</sup>	Fe	Al		
87/88	(0)	600	n.b.	17	70	165		
87/88	(500)	535	n.b.	22	89	200		
87/88	(1000)	400	n.b.	16	78	160		
87/88	(2000)	350	n.b.	16	66	195		

Tabelle 3: Düngungsversuch in achtjähriger Fichtenkultur "Staufen 7a" - Elementgehalte von jüngsten Nadeln (I. Quirl) eine Vegetationsperiode nach Düngung.  
*Fertilizer trial in an eight-yr-old Norway spruce plantation "Staufen 7a" - element contents of current needles (top whorl) one vegetation period after fertilization*

Probe- nahme	Parzelle (kg·ha <sup>-1</sup> )	N	P	S <sub>Ges</sub> mg·g <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> -S	K	Ca	Mg
88/89	0	20,17	2,25	1,95	0,14	6,70	3,73	0,333
88/89	500	20,84	2,37	2,14	<b>0,28</b>	7,63	4,23	<b>0,505</b>
88/89	1000	20,82	2,37	2,37	<b>0,61</b>	7,78	5,75	<b>0,590</b>
88/89	2000	20,67	2,81	2,35	<b>0,79</b>	9,50	5,13	<b>0,695</b>
		Mn	Cu	Zn µg·g <sup>-1</sup>	Fe	Al		
88/89	0	635	n.b.	30	41	135		
88/89	500	750	n.b.	37	52	125		
88/89	1000	1113	n.b.	45	51	255		
88/89	2000	945	n.b.	49	51	290		

Auf den mit  $MgSO_4$  gedüngten Parzellen wurden im Jahr der Düngung die Nadelspiegelwerte aller nachgewiesenen Elemente erhöht (Tabelle 3). Während die Mg-Gehalte auf der Kontrollparzelle mit weniger als  $0,4 \text{ mg g}^{-1}$  weiterhin im Bereich extremen Mangels blieben, verbesserte sich die Mg-Versorgung der gedüngten Fichten mit zunehmender Düngermenge. Den Mg-Mangelgrenzbereich von  $0,6 - 0,8 \text{ mg g}^{-1}$  (ZÖTTL, 1990b) überwand im ersten Jahr nur die 2000-kg-Variante. Ebenfalls mit steigender  $MgSO_4$ -Dosis nahmen die Zn-Gehalte zu. Die Mn- und Al-Werte waren auf einzelnen Düngungsparzellen ebenfalls deutlich erhöht. Dies deutet auf nach der Düngung kurzzeitig veränderte Redoxverhältnisse im Boden hin. Bei niedrigerem Redoxpotential kann unter den hier vorliegenden Bedingungen die Verfügbarkeit von Metallkationen steigen.

Den weiteren Verlauf der Nährelementgehalte zeigen die Abbildungen 1 und 2. Während die Mg-Gehalte der ungedüngten Fichten unverändert niedrig blieben, war die Mg-Versorgung aller Düngungsparzelle schon am Ende der zweiten Vegetationsperiode nach Düngung ausreichend.

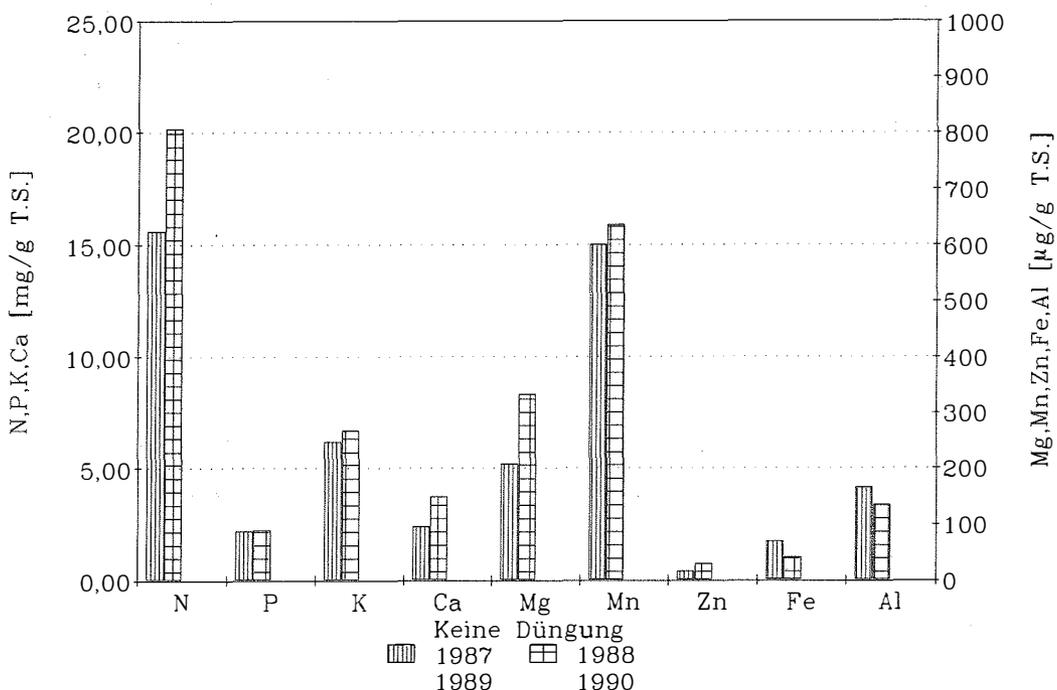


Abbildung 1: Düngungsversuch in achtjähriger Fichtenkultur "Staufen 7a" - Verlauf der Elementgehalte von jüngsten Nadeln (I. Quirl); Kontrollparzelle  
*Fertilizer trial in an eight-yr-old Norway spruce plantation "Staufen 7a" - development of element contents of current needles (top whorl); control plot*

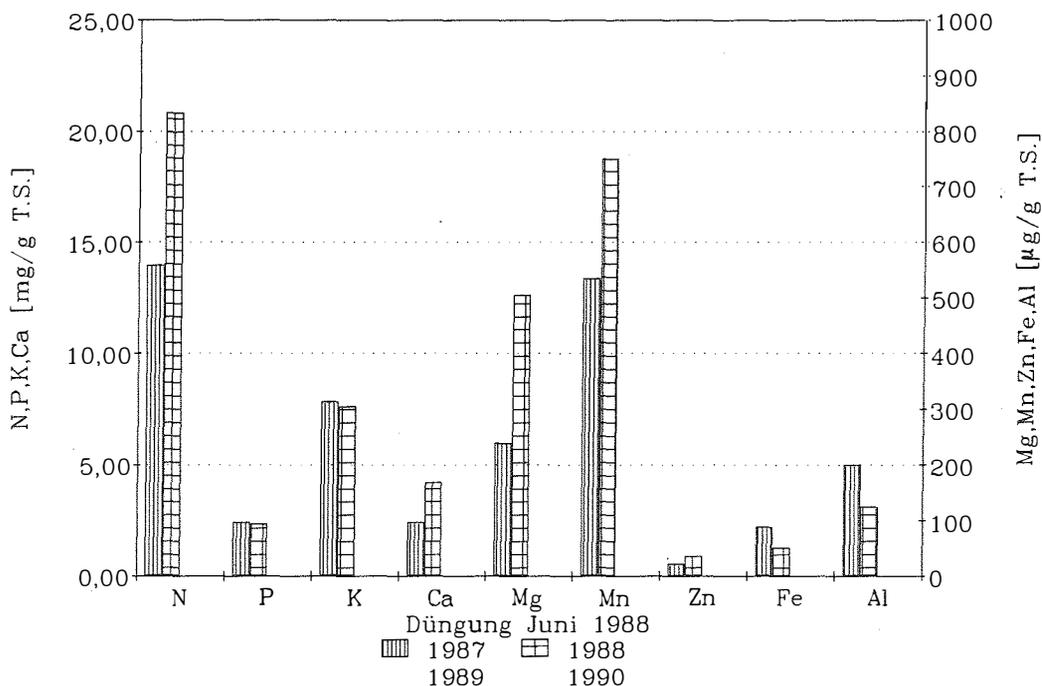


Abbildung 2: Düngungsversuch in achtjähriger Fichtenkultur "Staufen 7a" - Verlauf der Elementgehalte von jüngsten Nadeln (I. Quirl) nach Düngung mit  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgSO}_4$  im Juni 1988  
*Fertilizer trial in an eight-yr-old Norway spruce plantation "Staufen 7a" - development of element contents of current needles (top whorl) after fertilization with  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgSO}_4$  in June 1988*

Die N-, P- und K-Gehalte stellten sich wieder auf das Niveau der Kontrolle ein. Am Ende der 3. Vegetationsperiode blieben die Mg-Gehalte der Kontrollparzelle - trotz deutlicher Erholungstendenzen - unter  $0,6 \text{ mg g}^{-1}$ . Bei der gedüngten Variante änderten sich die Mg-Gehalte der jüngsten Nadeln gegenüber dem Vorjahr nicht. Auch bei den übrigen Nährelementen waren keine wesentlichen Veränderungen zu verzeichnen. Die Düngerwirkung, die zu relativ harmonischer Ernährung bei ausreichenden Mg-Gehalten geführt hatte, hielt somit unvermindert an.

### 3. Düngungsversuche zu Buche

In einer Buchen-Naturverjüngung (gleicher Standort wie "Staufen 7a"; oberhalb der Fichtenkultur gelegen) waren im Spätsommer 1987 typische Mg-Mangelercheinungen erkennbar. Während die Blattrippen selbst grün waren, hatte sich zwischen ihnen eine deutliche Gelbfärbung entwickelt (Interkostalchlorosen).

Zusätzlich zu den Mineralboden-Mischproben wurde ein in der Kontrollparzelle angelegtes Bodenprofil bis in 80 cm Tiefe untersucht. Das Mg-Profil nach Abbildung 3 zeigt deutlich, welcher Faktor bei den hier beobachteten Schadsymptomen entscheidend ist. Ein Grenzwert für Mg, bei dessen Unterschreitung in Fichtenbeständen regelmäßig Mg-Mangel auftritt, wird von LIU und TRÜBY (1989) mit  $2 \mu\text{eq/g}$  Boden angegeben. Dieser Wert wird nach Abbildung bereits in 0-10 cm Tiefe deutlich unterschritten und nimmt bis in 70-80 cm weiter ab. Für die zukünftige Entwicklung

der Buchen bedeutet dies, daß auch bei größerer Durchwurzelungstiefe keine wesentliche Verbesserung der Mg-Versorgung zu erwarten ist.

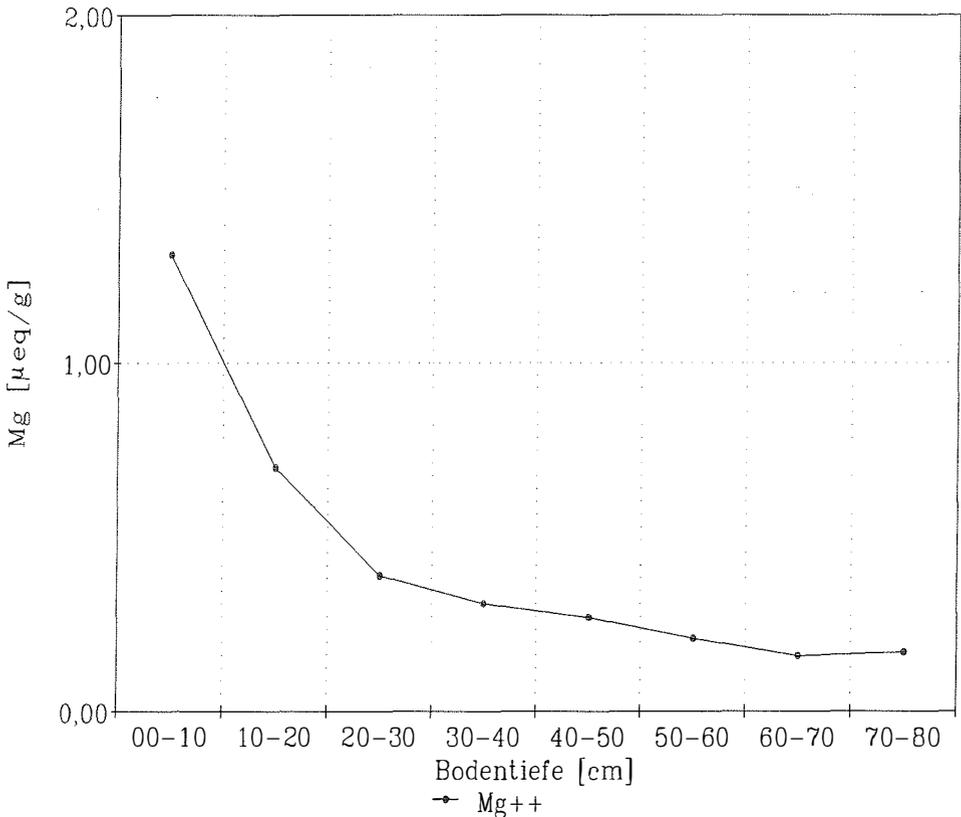


Abbildung 3 :Düngungsversuch in Buchen-Naturverjüngung ‘Staufen 7b’ - austauschbare Mg-Gehalte im Bodenprofil der Kontrollparzelle  
*Fertilizer trial in a natural regeneration of European beech ‘Staufen 7b’ - exchangeable Mg-contents in the soil profile of the control plot*

In Tabelle 4 wurden die Elementgehalte von nicht gewaschenen Blättern am Ende der 1. Vegetationsperiode nach Düngung (2. Augushälfte) zusammengestellt. Die Proben repräsentieren - von der Spitze des Terminaltriebes her gezählt - die 3. bis 7. Blätter von 15 Bäumen je Parzelle (ENDE, 1991). Die Parzellenbezeichnungen entsprechen der bei der Düngung ausgebrachten Menge Kieserit ( $MgSO_4 \cdot H_2O$ ) in  $kg\ ha^{-1}$ .

Innerhalb von neun Wochen nach Düngung stellten sich die Mg-Werte auf einem Niveau um  $0,7\ mg\ g^{-1}$  ein, und zwar unabhängig von der ausgebrachten Düngermenge. Der beste Effekt auf die Mg-Versorgung wurde dabei mit der geringsten Aufwandmenge ( $500\ kg\ ha^{-1}$ ) erzielt; hier stieg der Mg-Wert innerhalb von 6 Wochen auf  $0,874\ mg\ g^{-1}$ . Das Verhältnis N:Mg betrug hier 24 gegenüber 41 auf der Kontrollparzelle. Die N-Gehalte um  $20\ mg\ g^{-1}$  sind als gut bis optimal einzustufen; auf eine N-Übersorgung, wie FLÜCKIGER *et al.* (1986) sie auf vier Standorten der Nordschweiz (bei Gehalten in Buchenblättern bis zu  $30\ mg\ g^{-1}$ ) annehmen, ist aus diesem Wert nicht zu schließen. Für eine N-Übersättigung der hier beschriebenen Bestände sind die N-Einträge hier auch nicht hoch genug (ZÖTTL, 1990a). Auch das N:K-Verhältnis von 3,4 wird nicht als problematisch angesehen. Dagegen war eine Abnahme der Phosphorgehalte mit zunehmender Düngermenge festzustellen.

Diese P-Abnahme nach  $MgSO_4$ -Applikation wurde auch von Fichten-Düngungsversuchen berichtet (KAUPENJOHANN, 1989; LIU, 1988; LIU und ENDE, 1989). Ebenfalls auffallend sind die Veränderungen in der Schwefelversorgung. Die Gehalte an anorganischem  $SO_4$ -S waren nach Düngung deutlicherhöht. Weitergehende Untersuchungen zeigen, daß die gedüngten Buchen Sulfat nicht nur verstärkt aufgenommen, sondern auch in beträchtlichem Umfang zu organischem S verarbeitet haben müssen. Das molare Verhältnis von organischem S zu N in den Blättern der gedüngten Buchen betrug 0,035 gegenüber 0,030 in ungedüngten (ENDE, 1991). Die K-Gehalte lagen auf allen Düngungsparzellen um etwa 25 % niedriger als auf der Kontrollparzelle. Denkbar ist eine unter der kurzfristig stark erhöhten Verfügbarkeit von  $Mg^{2+}$  entstandene vorübergehende Einschränkung des K-Angebotes im Boden (KIRKBY und MENGEL, 1976). Im 2. und 3. Jahr nach der Düngung ist auf der Kontrollparzelle keine wesentliche Änderung der Mg-Mangelsituation eingetreten.

Tabelle 4: Düngungsversuch in Buchen-Naturverjüngung "Staufen 7b" - Elementgehalte von Blättern neun Wochen nach Düngung (Mittelwerte 3.-7. Blatt)  
*Fertilizer trial in a natural regeneration of European beech "Staufen 7b" - element contents of leaves nine weeks after fertilization (average values of third to seventh leaf)*

Parzelle kg ha <sup>-1</sup>	N	P	S <sub>Ges</sub> mg g <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub> -S	K	Ca	Mg
0	20,11	2,01	1,59	0,168	7,62	4,49	0,233
500	18,75	1,61	2,19	<b>0,663</b>	5,43	7,04	<b>0,706</b>
1000	18,26	1,47	1,98	<b>0,541</b>	5,79	4,92	<b>0,665</b>
2000	19,88	1,51	2,10	<b>1,219</b>	5,84	6,27	<b>0,680</b>

	Mn	Cu	Zn µg g <sup>-1</sup>	Fe	Al
0	994	8,0	22	91	140
500	1454	7,6	31	85	138
1000	1013	10,3	27	77	122
2000	1407	6,8	33	84	167

Nach Abbildung 4 herrschte auch in den Jahren 1989 und 1990 akuter Mg-Mangel vor. Bemerkenswerte Veränderungen waren dagegen in der N-Versorgung der ungedüngten Buchen zu verzeichnen. Hier sank der N-Gehalt 1990 gegenüber den Vorjahren deutlich ab. Auch die K- und Ca-Werte unterlagen stärkeren jahrweisen Schwankungen. Die mit 500 kg ha<sup>-1</sup> gedüngten Buchen ließen 1989 einen erneuten deutlichen Anstieg der Mg-Gehalte erkennen, die in den Bereich optimaler Versorgung gelangten (Abbildung 5). Das N:Mg-Verhältnis lag auf der Düngungsparzelle bei 12, auf der Kontrolle bei 78. Bei den P- und K-Gehalten war die Differenz zu der Kontrollparzelle gegenüber 1988 geringer und betrug nur noch rund 10 %. Im August 1990 erreichten die Buchenblätter auf der mit 500 kg ha<sup>-1</sup> gedüngten Parzelle Mg-Gehalte von mehr als 2,0 mg g<sup>-1</sup>. Das N:Mg-Verhältnis ist bei ca. 8,0 angelangt. Die P- und K-Versorgung der gedüngten Buchen näherte sich dagegen der der Kontrolle weiter an. Die Ca-, Mn- und Zn-Gehalte sanken in den Blättern der gedüngten Buchen. Dies deutet auf eine höhere Biomasseproduktion und damit höheren Bedarf bei gleichzeitig eingeschränkter Verfügbarkeit einzelner Elemente hin. Neben dem starken Rückgang der Symptome war eine Zunahme des Terminaltrieb-Längenwachses um ca. 25 % auf der gedüngten Parzelle zu verzeichnen (ENDE, 1991).

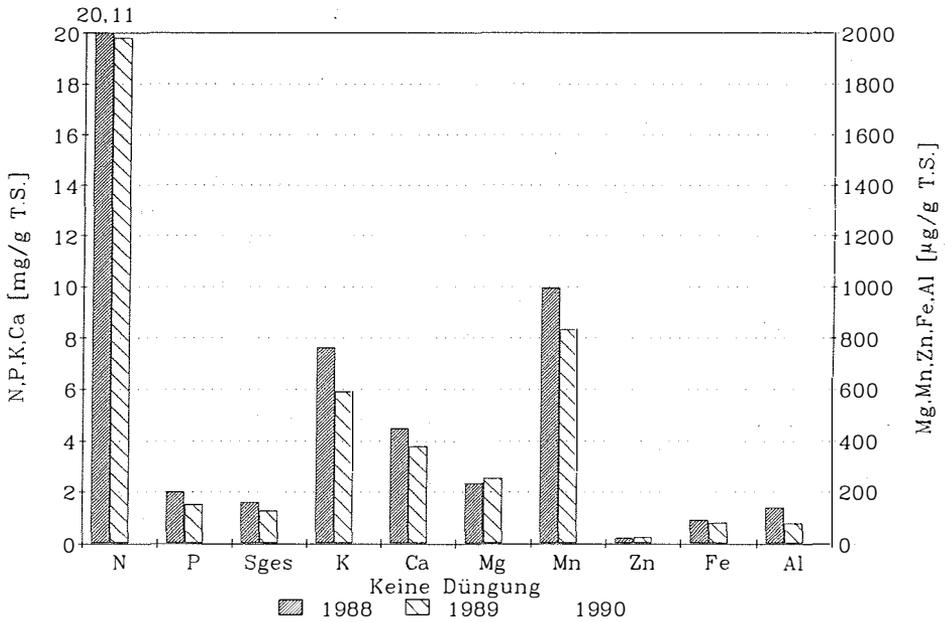


Abbildung 4: Düngungsversuch in Buchen-Naturverjüngung "Staufen 7b" - Verlauf der Elementgehalte von Blättern (3.-7.); Kontrollparzelle  
*Fertilizer trial in a natural regeneration of European beech "Staufen 7b" - development of element contents of leaves (third to seventh leaf from top); control plot*

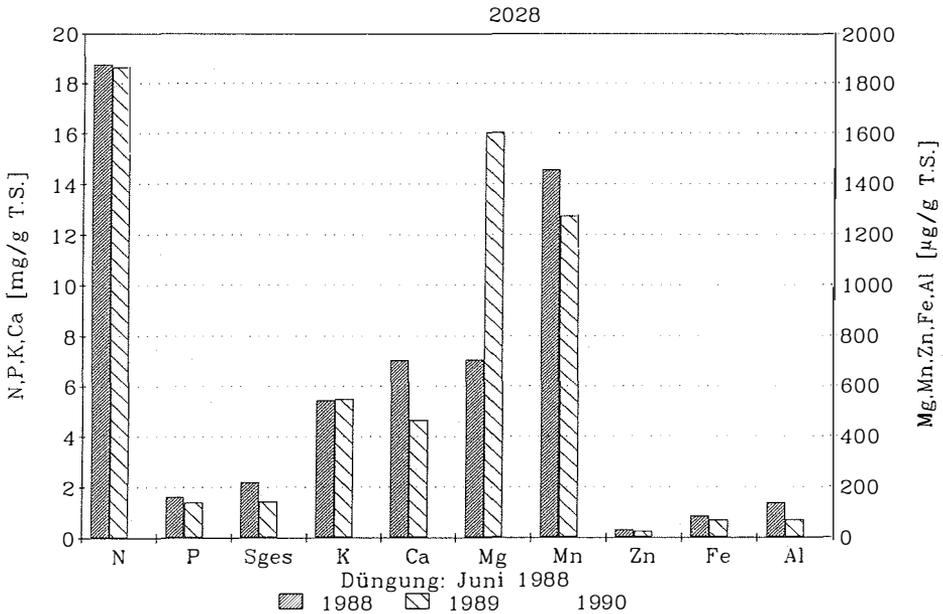


Abbildung 5: Düngungsversuch in Buchen-Naturverjüngung "Staufen 7b" - Verlauf der Elementgehalte von Blättern (3.-7.) nach Düngung mit  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgSO}_4$  im Juni 1988  
*Fertilizer trial in a natural regeneration of European beech "Staufen 7b" - development of element contents of leaves (third to seventh leaf from top) after fertilization with  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgSO}_4$  in June 1988*

### 3. Folgerungen

Magnesiummangel wird im Südschwarzwald auf Grundgebirgsstandorten der höheren Lagen beobachtet und führt dort zu typischen Mangelercheinungen u.a. an Fichten und Buchen. Durch Düngung mit Magnesiumsulfat kann sowohl in Fichten- als auch Buchenbeständen extremer Mg-Mangel innerhalb einer Vegetationsperiode behoben werden. Dabei erscheint eine Dosis von  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ MgSO}_4$  als ausreichend zur anhaltenden Wiederherstellung einer ausgewogenen Nährelementversorgung.

### 4. Literatur

- ENDE, H.-P. (1989): Waldschäden und Magnesiummangel. In: Der Belchen - Geschichtlich-naturkundliche Monographie des schönsten Schwarzwaldberges. Natur- u. Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ. **13**, 537-540.
- ENDE, H.-P. (1991): Wirkung von Mineraldünger in Fichten- und Buchenbeständen des Grundgebirgs-Schwarzwaldes. Freiburger Bodenk. Abh. **27** (im Druck).
- ENDE, H.-P. und ZÖTTL, H.W. (1990): Effects of magnesium fertilizer on the vitality and nutrition of a European beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in the southern Black Forest of West Germany. Water, Air, and Soil Pollution **54**, 561-566.
- FLÜCKIGER, W., BRAUN, S., FLÜCKIGER-KELLER, H., LEONARDI, S., ASCHE, N., BÜHLER, U. und LIER, M. (1986): Untersuchungen über Waldschäden in festen Buchenbeobachtungsflächen der Kantone Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Aargau, Solothurn, Bern, Zürich und Zug. Schweiz. Z. für Forstwesen **137**, 917-1010.
- GLATZEL, G., KAZDA, M., GRILL, D., HALBWACHS, G. und KATZENSTEINER, K. (1987): Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplex-Wirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition - ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **158**, 61-67.
- HARTMANN G., UEBEL, R. und STOCK, R. (1985): Zur Verbreitung der Nadelvergilbung an Fichte im Harz. Forst- und Holzw. **40**, 286-292.
- HASEL, K. (1989): Kleine Beiträge zur Forstgeschichte, insbesondere in Baden. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Bad.-Württ. **67**, 343 S.
- HÜTTL, R.F. (1985): "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenk. Abh. **16**, 195 S.
- HÜTTL, R.F. (1991): Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenk. Abh. (im Druck).
- HUNTER, I.R., PRINCE, J.M., GRAHAM, J.D. und NICHOLSON, G.M. (1986): Growth and nutrition of *Pinus radiata* on rhyolitic tephra as affected by magnesium fertilizer. New Zealand J. Forestry Sci. **16**, 152-165.
- KAUPENJOHANN, M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Diss. Fak. f. Biol., Chemie u. Geowiss., Univ. Bayreuth, 202 S.
- KIRKBY, E.A. und MENGEL, K. (1976): The role of magnesium in plant nutrition. Z. Pflanzenern. Bodenk. **139**, 209-222.
- KREUTZER, K. und BITTERSÖHL, I. (1986): Stoffauswaschung aus Fichtenkronen (*Picea abies* (L.) Karst.) durch saure Beregnung. Forstw. Cbl. **105**, 357-363.
- LAMPARSKI, F. (1985): Der Einfluß der Regenwurmart *Lumbricus badensis* auf Waldböden im Südschwarzwald. Freiburger Bodenk. Abh. **15**, 1-206.
- LAMPARSKI, F. und ZÖTTL, H.W. (1981): Der Regenwurm *Lumbricus badensis* als bodenprägender Faktor im Südschwarzwald. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **32**, 499-508.
- LIU, J.C. (1988): Ernährungskundliche Auswertung von diagnostischen Düngungsversuchen in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) Südwestdeutschlands. Freiburger Bodenk. Abh. **21**, 193 S.

- LIU und ENDE, H.P., (1989): Wirkungen von Nitrat- und Sulfatdüngern auf Boden-pH und Nährelementversorgung von Fichten- und Buchenbeständen. KfK-PEF-Berichte **55**, 323-336.
- LIU J.C. und TRÜBY, P. (1989): Bodenanalytische Diagnose von K- und Mg-Mangel in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.). Z. Pflanzenern. Bodenk. **152**, 307-311.
- REHFUESS, K.E. (1989): Acidic deposition - extent and impact on forest soils, nutrition, growth disease phenomena in Central Europe: a review. Water, Air, and Soil Pollut. **48**, 1-20.
- SCHENCK, G.O. (1990): Kann der Umweltschutz der Umwelthygiene schaden - unorthodoxe Gedanken zu Umwelt und Waldsterben. Naturwiss. Rundsch. **43**, 93-100.
- WILL, G. (1985): Nutrient deficiencies and fertiliser use in New Zealand exotic forests. FRI Bulletin **97**, Forest Research Institute, Rotorua, New Zealand, 53 S.
- ZÖTTL, H.W. (1987): Stoffumsätze in Ökosystemen des Schwarzwaldes. Forstw. Cbl. **106**, 105-114.
- ZÖTTL, H.W. (1990a): Remarks on the nitrogen deposition to forest ecosystems. Plant and Soil **128**, 83-89.
- ZÖTTL, H.W. (1990b): Ernährung und Düngung der Fichte. Forstw. Cbl. **109**, 130-137.
- ZÖTTL, H.W. und MIES, E. (1983a): Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allg. Forst- u. J.-Ztg. **154**, 110-114.
- ZÖTTL, H.W. und MIES, E. (1983b): Nährelementversorgung und Schadstoffbelastung von Fichtenökosystemen im Südschwarzwald unter Immissionseinfluß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **38**, 429-434.
- ZÖTTL, H.W., STAHR, K. und KEILEN, K. (1977): Spurenelementverteilung in einer Bodengesellschaft im Bärhalde-Granit (Südschwarzwald). Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. **25**, 143-148.

# Transportmechanismen bei der Verlagerung von Magnesium und Kalzium durch Böden mit Aggregatstruktur

Rainer Schulin<sup>1</sup>, Andreas Papritz<sup>2</sup> und Hannes Flüeler<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Fachbereich Bodenschutz und

<sup>2</sup>Fachbereich Bodenphysik

Institut für terrestrische Ökologie,

ETH Zürich

**Abstract:** Mechanisms for magnesium and calcium transport in aggregated soils.

*The interaction of ion exchange processes and cation transport in soils depends upon the mobility of the soil solution contacting exchange sites. The influence of a 2 region structure, distinguishing between an immobile and a mobile pore water fraction, on simultaneous  $\text{Ca}^{2+}$ - and  $\text{Mg}^{2+}$ -transport processes are investigated comparing two transport models. Experimentally obtained break-through functions indicate, that ion transport is not limited by diffusive exchange processes between the two regions. Cation exchange capacity, as obtained by independent batch-experiments was only partially able to explain the transport effective exchange capacity. This obvious discrepancy probably arises due to slow rate exchange processes. With sudden changes of ion strength a Ca-fraction was observed, which was transported without delay. This effect seems to be initiated by mobilisation of organic complexers due to a change in ionic strength.*

## EINLEITUNG

Eine ausreichende Nachlieferung von Nährionen zu den Wurzeln ist grundlegende Voraussetzung für die Produktion von Pflanzenbiomasse. Durch die Auswaschung von Nährstoffen aus dem Wurzelraum in den Untergrund kann diese Nachlieferung ebenso in Frage gestellt werden wie durch überhöhtes Angebot von konkurrenzierenden Ionen. Nährstoffzugaben zur Vermeidung von Mangelwirkungen können andererseits zu unerwünschten Grundwasserbelastungen führen. Da der Stoffhaushalt eines Bodens ein empfindlich ausbalanciertes System darstellt, sind Massnahmen zu seiner Beeinflussung mit grosser Umsicht vorzunehmen. Die Kenntnis der das Schicksal von Stoffen im Boden bestimmenden Verlagerungs- und Umwandlungsvorgänge bildet dazu eine wesentliche Grundlage.

Der Boden kann einschliesslich seiner biotischen Bestandteile aus makroskopischer Sicht als ein Kontinuum sich überlagernder fester, flüssiger und gasförmiger Phasen angesehen werden. Ein Stoff kann grundsätzlich in jeder dieser Phasen verlagert werden. Für seine Mobilität ist entscheidend, wie er sich zwischen den verschiedenen Phasen verteilt. Chemische Reaktionen haben in vieler Hinsicht einen analogen Einfluss auf den Stofftransport im Boden. Von grundlegender Bedeutung ist, dass sich verschiedene Komponenten einer Phase über chemische Reaktionen oder physikalisch-chemische Wirkungen in ihrem Transportverhalten wechselseitig beeinflussen können. Eine klassische Art der Koppelung von Transportvorgängen besteht im Ionenaustausch an geladenen Matrixoberflächen.

Der Einfluss von Umsetzungs- und Austauschvorgängen auf das Verlagerungsverhalten von Stoffen im Boden kann je nach ihrer Geschwindigkeit sehr unterschiedlich sein (Valocchi 1985). Oberflächenreaktionen wie Ionenaustausch verlaufen im Verhältnis zu den Verlagerungsgeschwindigkeiten im Boden im allgemeinen so schnell, dass von einem lokalen thermodynamischen Reaktions-Gleichgewicht ausgegangen werden kann. Demgegenüber kann die Diffusion der Ionen zwischen der freien Bodenlösung in den gröberen Poren und den Austauschplätzen so stark limitiert sein, dass die resultierenden Konzentrationsgradienten deutliche Abweichungen vom Transportverhalten bei vollständiger lokaler Durchmischung zur Folge haben. Diese Abweichungen äussern sich vor allem darin, dass die besser zugänglichen Bereiche die abgelegeneren Bereiche des Boden "kurzschliessen" und damit eine raschere Stoffverlagerung bewirken, als bei gleichmässiger Verteilung zu erwarten ist, und dass andererseits die Auswaschung von Stoffen aus den kinetisch "isolierten" Zonen stark verzögert wird.

Trotz ihrer Bedeutung für den Stofftransport war die Porenraumstruktur des Bodens bisher einer allgemeingültigen quantitativen Erfassung nicht sehr zugänglich. Ansätze zur modellmässigen Erfassung des Einflusses der Bodenstruktur auf den Stofftransport haben sich auf Böden konzentriert, die eine bimodale Porenstruktur mit einer deutlichen Gliederung in Grob- und Feinporenbereiche aufweisen. Solche Strukturen lassen einerseits eine besonders deutliche Ausprägung strukturbedingter Ungleichgewichtseffekte erwarten, andererseits konnte hier mit "Zwei-Regionen-Modellen" (van Genuchten und Wierenga 1976, van Eijkeren und Loch 1984, Mansell et al. 1986, Schulin et al. 1986, Schulin et al. 1987, Selim et al. 1987 u. a.) ein erfolgversprechender Ansatz zur modellmässigen Erfassung der komplexen Porenraumgeometrie entwickelt werden.

Der Einfluss der Bodenstruktur auf den Stofftransport kann durch Retentions- Mechanismen wie Adsorption und Desorption an der Matrix stark modifiziert werden. Die Validität eines Transportmodells setzt voraus, dass es das Zusammenspiel zwischen solchen Mechanismen

und der Porenraumstruktur für unterschiedliche Stoffe zutreffend beschreibt. Im folgenden wird der kombinierte Einfluss von Ionenaustausch und bimodaler Porenraumstruktur auf den Stofftransport in Böden untersucht. Am Beispiel des gekoppelten Transports von  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Kationen durch Bodenaggregat-Packungen wird das klassische Konzept des konvektiv-dispersiven Transports einem Zwei-Regionen-Modell gegenübergestellt und einer experimentellen Überprüfung unterzogen. Als Interpretationshilfe dient eine Sensitivitätsanalyse, in der der Einfluss der verschiedenen Parameter evaluiert wird.

## MODELLIERUNG DES IONENTRANSPORTS IN BÖDEN

### *Massenbilanzgleichung*

Unabhängig von der Art der wirkenden Transportmechanismen kann das Schicksal eines transportierten Gutes in Form einer Massenbilanz formuliert werden. Diese bildet daher einen natürlichen Ausgangspunkt für die Modellierung von Transportvorgängen. Für eine im folgenden mit "i" indizierte Stoffkomponente gilt in einem infinitesimal kleinen Kompartiment die Massenbilanzgleichung

$$\frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \text{div } \mathbf{j}_i = S_i \quad (1)$$

wonach die Änderung der Dichte  $\rho_i$  ( $\text{mol}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) des Stoffes im Bilanzierungsvolumen zuzüglich des Nettoexports, welcher der Divergenz des Flussdichte-Vektors  $\mathbf{j}_i$  ( $\text{mol}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) entspricht, gleich der aus der Summe aller Quellen und Senken resultierenden Netto-Produktionsrate pro Volumeneinheit,  $S_i$  ( $\text{mol}\cdot\text{cm}^{-3}$ ), ist. Zu den Quellen und Senken sind hier insbesondere alle chemischen Stoffumwandlungen zu zählen. In makroskopischer Betrachtung gehören auch alle Phasenübergänge des Stoffes zu den Quellen und Senken, da die Phasen des Bodens aus dieser Sicht als einander überlagernde Kontinua angesehen werden und nicht wie bei mikroskopischer Betrachtung als nebeneinander liegende Bereiche.

Die Bilanz bezieht sich je nach Definition des Kompartiments nur auf eine oder auch auf mehrere Phasen im Kontrollvolumen. Betrachtet man die kombinierte Bilanz für die Kompartimente "Bodenlösung" und "Ionenaustauscher", so setzt sich die Dichte  $\rho_i$  gemäss

$$\rho_i = \theta c_i + \rho_a s_i \quad (2)$$

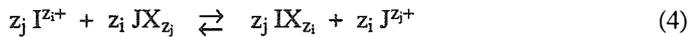
aus einem durch Ionenaustausch an der Matrix sorbierten Anteil  $\rho_a s_i$  und einem gelösten Anteil  $\theta c_i$  zusammen. Dabei ist  $c_i$  ( $\text{mol}_c\cdot\text{cm}^{-3}$ ) die Äquivalent-Konzentration in Lösung,  $s_i$  ( $\text{mol}_c\cdot\text{g}^{-1}$ ) die Äquivalent-Konzentration am Tauscher,  $\theta$  ( $\text{cm}^3\cdot\text{cm}^{-3}$ ) der volumetrische Wassergehalt und  $\rho_a$  ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ) die Lagerungsdichte der Matrix. Eingesetzt in die Bilanzgleichung ergibt sich:

$$\frac{\partial \theta c_i}{\partial t} + \frac{\partial \rho_a s_i}{\partial t} + \operatorname{div} j_i = S_i \quad (3)$$

Der Quellenterm  $S_i$  umfasst hier nicht den Austausch des Stoffes zwischen Lösung und Tauscherplätzen, da sich beide innerhalb des gewählten Bilanzierungskompartmentes befinden und ein Austausch keine Vorratsänderung zur Folge hat. Für die Quantifizierung der Stoffverteilung auf zwei Phasen ist zu unterscheiden, ob sie sich in bezug auf diese Verteilung im thermodynamischen Gleichgewicht befinden oder nicht. Für klassische Ionenaustauschprozesse kann im Verhältnis zu den Transportgeschwindigkeiten im Boden von einem Gleichgewicht ausgegangen werden.

### *Ionenaustauschgleichgewicht*

Das thermodynamische Gleichgewicht einer Austauschreaktion



zweier in den Wertigkeiten  $z_i$  und  $z_j$  wie in der weiteren Notation durch "i" und "j" indizierter Kationen  $I^{z_i+}$  und  $J^{z_j+}$  an den mit X bezeichneten, einwertig negativ geladenen Tauscherplätzen der Matrixoberfläche wird durch die thermodynamische Austauschkonstante

$$K_{\text{ex},ij} = \left( \frac{a_i^*}{a_i} \right)^{z_j} / \left( \frac{a_j^*}{a_j} \right)^{z_i} \quad (5)$$

$K_{\text{ex},ij}$  bestimmt. Dabei sind  $a_i$  und  $a_j$  die Aktivitäten oder "wirksamen Konzentrationen" der beiden Kationen in Lösung und  $a_i^*$  und  $a_j^*$  die entsprechenden Aktivitäten am Tauscher. Das Verhältnis der Aktivitäten zu den entsprechenden molaren Konzentrationen in Lösung,  $c_i/z_i$  und  $c_j/z_j$ , bzw. zu den Molenanteilen am Tauscher,  $x_i^*$  und  $x_j^*$ , ist durch die Aktivitätskoeffizienten  $f_i$  und  $f_j$ , bzw.  $f_i^*$  und  $f_j^*$  definiert:

$$a_i = f_i \frac{c_i}{z_i} \quad a_j = f_j \frac{c_j}{z_j} \quad (6a,b)$$

$$a_i^* = f_i^* x_i^* \quad a_j^* = f_j^* x_j^* \quad (7a,b)$$

Die Aktivitätskoeffizienten der am Tauscher gebundenen Ionen werden mit der Austauschkonstanten  $K_{\text{ex},ij}$  zur "bedingten Austauschkonstanten"  $K_{V,ij}$  zusammengefasst

$$K_{V,ij} = \frac{f_j^* z_i}{f_i^* z_j} K_{\text{ex},ij} \quad (8)$$

Diese entspricht dem Selektivitätskoeffizienten nach Vanselow. Eingesetzt in die obige Austauschisotherme ergibt sich mit diesen Koeffizienten

$$K_{V, ij} = \left( \frac{z_i x_i^*}{f_i c_i} \right)^{z_j} / \left( \frac{z_j x_j^*}{f_j c_j} \right)^{z_i} \quad (9)$$

Während die thermodynamische Austauschkonstante bei gegebenem Druck und gegebener Temperatur definitionsgemäss konstant ist, ist der Selektivitätskoeffizient im allgemeinen von der Belegung des Tauschers und von der chemischen Zusammensetzung der Lösung abhängig.

Die Aktivitätskoeffizienten können für nicht zu konzentrierte Lösungen in guter Näherung mit der Davies-Gleichung

$$\ln f_i = - A z_i^2 \left( \frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0.3 I \right) \quad (10)$$

berechnet werden (Sposito 1981, S. 60), in der

$$I = \frac{1}{2} \sum_k z_k^2 \frac{c_k}{z_k} = \frac{1}{2} \sum_k z_k c_k \quad (11)$$

die Ionenstärke und A einen temperaturabhängigen Faktor bezeichnet. Nach der (für  $J^{z+}$  analogen) Davies-Gleichung haben homoivalente Ionen ( $z=z_i=z_j$ ) gleiche Aktivitätskoeffizienten, so dass sie sich in der Austauschisotherme gegenseitig aufheben. Berücksichtigt man darüberhinaus, dass für homoivalenten Austausch die Molenanteile den Äquivalentanteilen entsprechen, also

$$x_i^* = \frac{s_i}{s_T} \quad \text{und} \quad x_j^* = \frac{s_j}{s_T} \quad (12a,b)$$

mit

$$s_T = \sum_k s_k \quad (13)$$

gilt, kann die Austauschisotherme mit Hilfe des reduzierten Selektivitätskoeffizienten

$$K_{ij} = \sqrt{K_{V,ij}} \quad (14)$$

auf die einfache Form

$$K_{ij} = \frac{s_i c_j}{s_j c_i} \quad (15)$$

gebracht werden.

### *Konvektiv-dispersiver Transport*

Der Flussterm  $j_j$  kann in einen konvektiven Anteil  $j_{K,i}$  und in einen dispersiven Anteil  $j_{D,i}$  zerlegt werden:

$$j_i = j_{D,i} + j_{K,i} \quad (16)$$

Konvektiver oder Massen-Fluss entspricht einer passiven Verschiebung des Stoffes mit dem Fluss der Lösung  $q$ :

$$j_{K,i} = c_i q \quad (17)$$

Dispersiver Fluss ergibt sich aus der kombinierten Wirkung von molekularer Diffusion und Streuung der mikroskopischen Fließgeschwindigkeiten um die mittlere Geschwindigkeit des konvektiven Flusses. In einem homogenen porösen Medium ist dieser Fluss analog zur Fick'schen Diffusion dem Konzentrationsgradienten proportional:

$$j_{D,i} = -\theta D_i \text{grad } c_i \quad (18)$$

$D_i$  ist der Tensor der Dispersionskoeffizienten, der sich für ein isotropes Medium oder im eindimensionalen Fall auf einen skalaren Parameter  $D_i$  reduziert.

Durch Substitution der Stoffflüsse in der Massenbilanzgleichung ergibt sich die Konvektions-Dispersions-Gleichung in der allgemeinen Form

$$\frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \text{div}(c_i q) - \text{div}(\theta D_i \text{grad } c_i) = S_i \quad (19)$$

die im eindimensionalen Fall in der Form

$$\frac{\partial \rho_i}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(c_i q) - \frac{\partial}{\partial x}\left(\theta D_i \frac{\partial c_i}{\partial x}\right) = S_i \quad (20)$$

geschrieben werden kann, indem vektorielle Größen durch entsprechende Skalare ersetzt werden. Mit der zuvor definierten Zerlegung des Vorratsterms  $\rho_i$  in einen gelösten und einen sorbierten Anteil lautet diese Gleichung:

$$\frac{\partial \theta c_i}{\partial t} + \frac{\partial \rho_a s_i}{\partial t} + \frac{\partial q c_i}{\partial x} - \frac{\partial^2 \theta D_i c_i}{\partial x^2} = S_i \quad (21)$$

Unter der Voraussetzung, dass das Medium in seinen Transporteigenschaften räumlich homogen und zeitlich invariant ist, können die Parameter  $\theta$ ,  $\rho_a$ ,  $q$  und  $D_i$  aus den Differentialquotienten herausgezogen werden und man erhält:

$$\theta \frac{\partial c_i}{\partial t} + \rho_a \frac{\partial s_i}{\partial t} + q \frac{\partial c_i}{\partial x} - \theta D_i \frac{\partial^2 c_i}{\partial x^2} = S_i \quad (22)$$

Im weiteren wird angenommen, dass a) Ionenaustausch der einzige Sorptionsmechanismus ist, entspricht, b) dass kein Austausch mit anderen Kompartimenten, insbesondere auch nicht mit biotischen, erfolgt und c) die Komponenten in der Lösung inert sind. Mit diesen Annahmen verschwindet der Quellterm  $S_i$  und die Konzentration  $s_i$  am Tauscher gebundener Ionen entspricht jeweils der Totalkonzentration der in und an der Matrix sorbierten Ionen der indizierten Spezies. Mit Hilfe der Porenwassergeschwindigkeit  $v=q/\theta$  bzw.  $v=q/\theta$  gilt dann:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + \frac{\rho_a}{\theta} \frac{\partial s_i}{\partial t} = D_i \frac{\partial^2 c_i}{\partial x^2} - v \frac{\partial c_i}{\partial x} \quad (23)$$

Für ein binäres System mit den homovalenten Kationen  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  ( $z=2$ ) ergibt sich unter den zuvor getroffenen Annahmen unter sinngemässer Substitution der Indizes "i" und "j" durch "Mg" und "Ca" das Gleichungssystem

$$\frac{\partial c_{\text{Mg}}}{\partial t} + \frac{\rho_a}{\theta} \frac{\partial s_{\text{Mg}}}{\partial t} = D_{\text{Mg}} \frac{\partial^2 c_{\text{Mg}}}{\partial x^2} - v \frac{\partial c_{\text{Mg}}}{\partial x} \quad (24a)$$

$$\frac{\partial c_{\text{Ca}}}{\partial t} + \frac{\rho_a}{\theta} \frac{\partial s_{\text{Ca}}}{\partial t} = D_{\text{Ca}} \frac{\partial^2 c_{\text{Ca}}}{\partial x^2} - v \frac{\partial c_{\text{Ca}}}{\partial x} \quad (24b)$$

$$K_{\text{MgCa}} = \frac{s_{\text{Mg}} c_{\text{Ca}}}{s_{\text{Ca}} c_{\text{Mg}}} \quad (24c)$$

$$s_{\text{Mg}} + s_{\text{Ca}} = s_{\text{T}} \quad (24d)$$

### Entkoppelung der Transportgleichungen

Eine der beiden Komponenten kann in den Transportgleichungen durch das Total der beiden Kationen substituiert werden, so dass die Gleichungen entkoppelt werden, was ihre Lösung stark vereinfacht. Mit der analog zu  $s_{\text{T}}$  definierten totalen Normalität  $c_{\text{T}} = c_{\text{Mg}} + c_{\text{Ca}}$  erhält man durch Summation der beiden Transportgleichungen

$$\frac{\partial c_{\text{T}}}{\partial t} + \frac{\rho_a}{\theta} \frac{\partial s_{\text{T}}}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c_{\text{T}}}{\partial x^2} - v \frac{\partial c_{\text{T}}}{\partial x} \quad (25)$$

Die beiden Dispersionskoeffizienten  $D_{\text{Mg}}$  und  $D_{\text{Ca}}$  sind dabei gleich  $D$  gesetzt worden, in der Annahme, dass Unterschiede im Dispersionsverhalten der beiden Ionen  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  zu vernachlässigen sind. Bei konstanter Sorptionskapazität  $s_{\text{T}}$  verschwindet ihre Ableitung und es ergibt sich für die totale Normalität  $c_{\text{T}}$  die Transportgleichung eines idealen Tracers:

$$\frac{\partial c_{\text{T}}}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c_{\text{T}}}{\partial x^2} - v \frac{\partial c_{\text{T}}}{\partial x} \quad (26)$$

Ist  $c_{\text{T}}$  berechnet, kann die mit der Sorptionsisothermen gekoppelte Transportgleichung wie bei einem Ein-Komponenten-System zunächst für eines der beiden Ionen, z. B. für  $\text{Mg}^{2+}$ , allein gelöst werden. In der Sorptionsisotherme sind hierzu zunächst die Konzentrationen des anderen Ions, in diesem Falle  $c_{\text{Ca}}$  und  $s_{\text{Ca}}$ , mit Hilfe der Definitionsgleichungen für  $c_{\text{T}}$  und  $s_{\text{T}}$  zu substituieren. Nach entsprechenden Umformungen erhält man dabei eine Gleichung vom Typ einer Langmuir-Isotherme:

$$\frac{s_{Mg}}{s_T} = \frac{c_{Mg}}{c_T} \left( \frac{K_{MgCa}}{1 + (K_{MgCa} - 1) \frac{c_{Mg}}{c_T}} \right) \quad (27)$$

Abbildung 1 zeigt den Verlauf dieser Isotherme für verschiedene, aber jeweils konstant gehaltene Werte des Selektivitätskoeffizienten.

Infolge der Nicht-Linearität der Isothermen sind Ionentransportgleichungen in der Regel nur numerisch lösbar (Lai und Jurinak 1972, Valocchi et al. 1981). Hier wurde der FORTRAN-Code MONOV von Selim et al. (1987) verwendet. Am oberen Ende ( $x=0$ ) der Transportstrecke werden dabei über die Stoffflüsse Randbedingungen dritter Art:

$$\left( c_T - \frac{D}{v} \frac{\partial c_T}{\partial x} \right) \Big|_{x=0} = c_{oT} \quad \text{und} \quad \left( c_{Mg} - \frac{D}{v} \frac{\partial c_{Mg}}{\partial x} \right) \Big|_{x=0} = c_{oMg} \quad (28a,b)$$

und am unteren Ende ( $x=L$ ) homogene Randbedingungen zweiter Art vorgegeben:

$$\frac{\partial c_T}{\partial x} \Big|_{x=L} = 0 \quad \text{und} \quad \frac{\partial c_{Mg}}{\partial x} \Big|_{x=L} = 0 \quad (29a,b)$$

Letztere entsprechen dem Übergang in eine Zone totaler Durchmischung.

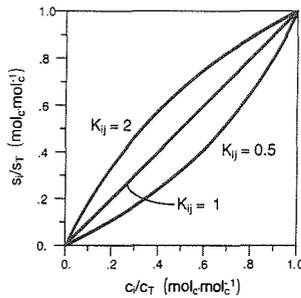


Abbildung 1. Austausch-Isothermen für ein Ion  $P^{2+}$  in einem homovalenten binären System bei verschiedenen Werten des Selektivitätskoeffizienten  $K_{ij}$ .

### Zwei-Regionen-Modell

Für das Zwei-Regionen-Modell erfolgt die Herleitung der Transportgleichungen analog wie beim Konvektions-Dispersions-Modell, das auch als Ein-Region-Modell bezeichnet wird. Auch in diesem Fall ist die allgemeine Massenbilanzgleichung (1) der Ausgangspunkt. Die Pha-

sen "Lösung" und "Matrix" werden aber weiter in eine "mobile" und eine "immobile" Region unterteilt. Die Dichte  $\rho_i$  setzt sich daher aus vier Anteilen zusammen:

$$\rho_i = \phi \theta c_{i,m} + (1-\phi) \theta c_{i,im} + f \rho_a s_{i,m} + (1-f) \rho_a s_{i,im} \quad (30)$$

Die Zugehörigkeit von Grössen wie den Stoffkonzentration  $c_i$  und  $s_i$  zu einer dieser beiden Regionen ist hier wie im folgenden jeweils durch den entsprechenden Index "m" oder "im" bezeichnet. Im übrigen gelten dieselben Definitionen wie für das Ein-Region-Modell. Der Verteilungskoeffizient  $\phi$  gibt den Anteil mobiler Lösung am totalen Wassergehalt an,  $f$  bezeichnet den Anteil Austauschplätze in Kontakt mit der mobilen Lösung an der gesamten Austauschkapazität  $s_T$ . Die Massenbilanzgleichung lautet nach Substitution von  $\rho_i$  demnach:

$$\frac{\partial \phi \theta c_{i,m}}{\partial t} + \frac{\partial (1-\phi) \theta c_{i,im}}{\partial t} + \frac{\partial f \rho_a s_{i,m}}{\partial t} + \frac{\partial (1-f) \rho_a s_{i,im}}{\partial t} + \text{div } \mathbf{j}_i = S_i \quad (31)$$

Die beiden Regionen stehen voraussetzungsgemäss nicht im thermodynamischen Gleichgewicht miteinander. Der Austausch kann daher nicht durch eine Gleichgewichtsbeziehung formuliert werden wie im Falle des Ionenaustauschs. Um den Stofftransfer zwischen mobiler und immobil Region zu bestimmen, ist eine weitere Bilanzgleichung aufzustellen. Der Einfachheit halber erfolgt dies für die immobile Region:

$$\frac{\partial \rho_{i,im}}{\partial t} + \text{div } \mathbf{j}_{i,im} = S_{i,im} \quad (32)$$

Gemäss Voraussetzung ist der Stofffluss  $\mathbf{j}_{i,im}$  in der immobilen Region Null. Als Quelle tritt allein der Stofftransfer aus der mobilen Region auf. Im einfachsten Fall folgt dieser Transfer einer Kinetik 1. Ordnung:

$$S_{i,im} = \alpha_i (c_{i,m} - c_{i,im}) \quad (33)$$

Wie beim Dispersionskoeffizienten wird im weiteren davon ausgegangen, dass der Massentransferkoeffizient  $\alpha_i$  stoffunabhängig ist, so dass der Index entfallen kann. Mit diesen Spezifikationen ergibt sich aus der Bilanzgleichung für die immobile Region:

$$\frac{\partial \rho_{i,im}}{\partial t} = \frac{\partial (1-\phi) \theta c_{i,im}}{\partial t} + \frac{\partial (1-f) \rho_a s_{i,im}}{\partial t} = \alpha (c_{i,m} - c_{i,im}) \quad (34)$$

Der Stofffluss  $\mathbf{j}_i$  setzt sich wie im Ein-Region-Modell aus konvektivem und dispersivem Anteil zusammen. Beide sind voraussetzungsgemäss auf die mobile Region beschränkt. In Analogie zum Ein-Region-Modell gilt mithin

$$\mathbf{j}_i = \mathbf{j}_{D,i,m} + \mathbf{j}_{K,i,m} = c_{i,m} \mathbf{q} - \phi \theta D_{i,m} \frac{\partial c_{i,m}}{\partial x} = \phi \theta \left( v_m c_{i,m} - D_{i,m} \frac{\partial c_{i,m}}{\partial x} \right) \quad (35)$$

Dabei wurde mit  $v_m=q/\phi\theta$  die mobile Porenwassergeschwindigkeit eingeführt. Durch analoges Vorgehen wie im Falle des Ein-Region-Modells erhält man für die Verlagerung von  $Mg^{2+}$  und  $Ca^{2+}$  mit dem Zwei-Regionen-Modell schliesslich das folgende Gleichungssystem:

$$\frac{\partial c_{T,m}}{\partial t} + \frac{1-\phi}{\phi} \frac{\partial c_{T,im}}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 c_{T,m}}{\partial x^2} - v_m \frac{\partial c_{T,m}}{\partial x} \quad (36a)$$

$$(1-\phi)\theta \frac{\partial c_{T,im}}{\partial t} = \alpha (c_{T,m} - c_{T,im}) \quad (36b)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial c_{Mg,m}}{\partial t} + \frac{1-\phi}{\phi} \frac{\partial c_{Mg,im}}{\partial t} + \frac{f\rho_a}{\phi\theta} \frac{\partial s_{Mg,m}}{\partial t} + \frac{(1-f)\rho_a}{\phi\theta} \frac{\partial s_{Mg,im}}{\partial t} \\ = D_m \frac{\partial^2 c_{Mg,m}}{\partial x^2} - v_m \frac{\partial c_{Mg,m}}{\partial x} \end{aligned} \quad (36c)$$

$$\frac{s_{Mg,m}}{S_T} = \frac{c_{Mg,m}}{c_{T,m}} \left\{ \frac{K_{MgCa}}{1 + (K_{MgCa} - 1) \frac{c_{Mg,m}}{c_{T,m}}} \right\} \quad (36d)$$

$$(1-\phi)\theta \frac{\partial c_{Mg,im}}{\partial t} + (1-f)\rho_a \frac{\partial s_{Mg,im}}{\partial t} = \alpha (c_{Mg,m} - c_{Mg,im}) \quad (36e)$$

$$\frac{s_{Mg,im}}{S_T} = \frac{c_{Mg,im}}{c_{T,im}} \left\{ \frac{K_{MgCa}}{1 + (K_{MgCa} - 1) \frac{c_{Mg,im}}{c_{T,im}}} \right\} \quad (36f)$$

Neben der räumlichen Homogenität und zeitlichen Stationarität der transportbestimmenden Parameter wurde hier auch angenommen, dass die Austauschisothermen in beiden Regionen identisch sind, d. h.

$$K_{ij,m} = K_{ij,im} = K_{ij} \quad (37)$$

Auch im Falle des Zwei-Regionen-Modells verhält sich die totale Normalität  $c_T$  wie ein idealer Tracer. Bei der Lösung der Transportgleichungen des hier formulierten Zwei-Regionen-Modells mit Transferkinetik 1. Ordnung und homovalentem, binärem Ionenaustausch werden mit dem FORTRAN-Code TRMONOV von Selim et al. (1987) analog zum Ein-Region-Modell bei  $x=0$  Randbedingungen dritter Art und bei  $x=L$  homogene Randbedingungen zweiter Art verwendet. Die Konzentrationen des zweiten Ions, hier des  $Ca^{2+}$ , ergeben sich wie beim Ein-Region-Modell aus den entsprechenden Differenzen zwischen Total-Konzentration und Konzentration des ersten Ions, in diesem Fall des  $Mg^{2+}$ :

$$c_{Ca,m} = c_{T,m} - c_{Mg,m} \quad c_{Ca,im} = c_{T,im} - c_{Mg,im} \quad (38a,b)$$

$$s_{Ca,m} = S_T - s_{Mg,m} \quad s_{Ca,im} = S_T - s_{Mg,im} \quad (39a,b)$$

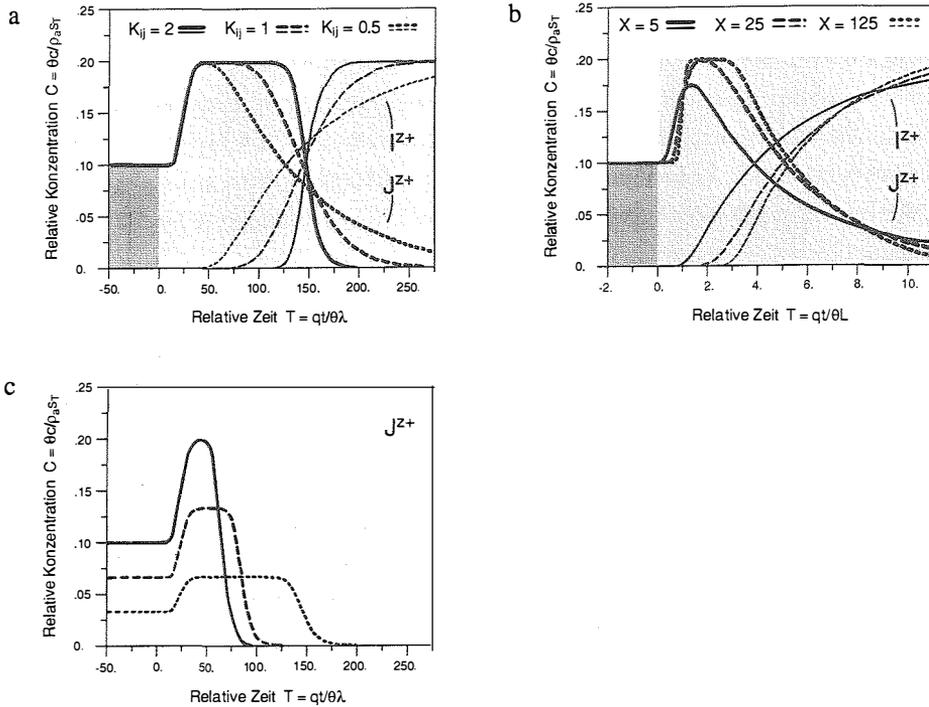


Abbildung 2. Mit dem Ein-Region-Modell simulierte Durchbruchskurven für ein binäres System zweier homovalenter Ionen  $I^{2+}$  (dünne Linien) und  $J^{2+}$  (dicke Linien). Die Schattierung gibt Zusammensetzung und Konzentration der Input-Lösung wieder (hell für Ion  $I^{2+}$ , dunkel für Ion  $J^{2+}$ ). a) Durchbruchskurven an der Stelle  $X=25$  für verschiedene Werte des Selektivitätskoeffizienten  $K_{ij}$ , b) Durchbruchskurven für  $K_{ij}=0.5$  und verschiedene Peclet-Zahlen  $P=X=L/\lambda$ , c) Durchbruchskurven (aus Gründen der Übersichtlichkeit nur für  $J^{2+}$  dargestellt) an der Stelle  $X=25$  für verschiedene Konzentrationen der Input-Lösung und  $K_{ij}=2$  (ansonsten gleiches Szenario wie zuvor, vgl. Text).

## SENSITIVITÄTSANALYSE

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse, mit der der Einfluss der verschiedenen Modellparameter auf den Verlauf von Durchbruchskurven untersucht wurde, um eine Grundlage für die Interpretation der experimentellen Ergebnisse zu erhalten. Alle Simulationen gehen vom Szenario einer Sättigung des Mediums mit Ion  $J^{2+}$  aus, wel-

ches vom Zeitpunkt  $T=0$  an durch Ion  $I^{Z+}$  verdrängt wird. Gleichzeitig mit dem Wechsel von Ion  $J^{Z+}$  zu Ion  $I^{Z+}$  wird auch die Normalität der zugegebenen Lösung verdoppelt. Die Antwort auf dieses doppelte Input-Signal erfolgt unabhängig von der jeweiligen Parameter-Konstellation stets in zwei Phasen, die sich aber teilweise überschneiden können: Zunächst stellt sich entsprechend den Modellgleichungen im Sinne einer unverzögerten, d.h. tracerartigen Reaktion der Gesamtkonzentration bei unverändertem Ionenverhältnis die neue Normalität ein. Dann passt sich mit entsprechender Verzögerung als Folge des Ionenaustauschs auch die Zusammensetzung der Lösung der neuen Input-Lösung an.

Um die Anzahl zu variierender Parameter zu minimieren und um die Vergleichbarkeit der erhaltenen Ergebnisse zu erhöhen, wurden die Systemvariablen normiert. Als räumliche Bezugsgrösse wurde die Dispersivität des Mediums,  $\lambda=D/v$ , bzw. der mobilen Region,  $\lambda_m=D_m/v_m$ , gewählt. Als Verhältnis zwischen Dispersionskoeffizienten und Porenwassergeschwindigkeit stellt sie eine charakteristische Länge für die Inhomogenität des Mediums dar. Mit ihrer Wahl als Bezugsgröße ist die Dauer, in der sich die Bodenlösung um eine Strecke von der Länge einer Dispersivität verlagert, die natürliche zeitliche Bezugsgröße. Mit der Austauschkapazität  $s_T$  als charakteristischer Bezugsgröße des Bodens für Ionenkonzentrationen ergeben sich damit als normierte Variablen für das Ein-Region-Modell:

$$X = \frac{x}{\lambda} \quad T = \frac{qt}{\theta\lambda} \quad (40a,b)$$

$$C_i = \frac{\theta c_i}{\rho_a s_T} \quad S_i = \frac{s_i}{s_T} \quad (40c,d)$$

und entsprechend für das Zwei-Regionen-Modell:

$$X = \frac{x}{\lambda_m} \quad T = \frac{qt}{\theta\lambda_m} \quad (41a,b)$$

$$C_{i,m} = \frac{\theta c_{i,m}}{\rho_a s_T} \quad S_{i,m} = \frac{s_{i,m}}{s_T} \quad (41c,d)$$

$$C_{i,im} = \frac{\theta c_{i,im}}{\rho_a s_T} \quad S_{i,im} = \frac{s_{i,im}}{s_T} \quad (41e,f)$$

Mit dieser Normierung bleibt im Ein-Region-Modell der Selektivitätskoeffizient  $K_{ij}$  als einziger Parameter übrig, der frei variiert werden kann. Im Fall  $K_{ij}>1$  ergibt sich infolge der konvexen Krümmung der Austauschisotherme (Abbildung 1) bei Erhöhung der relativen Konzentration von Ion  $I^{Z+}$  gegenüber  $J^{Z+}$  eine sich verschärfende Front, im Fall  $K_{ij}<1$  infolge der

konkaven Krümmung eine sich unabhängig von der Wirkung der hydrodynamischen Dispersion verbreiternde Front (Abbildung 2a).

In Abbildung 2b sind Durchbruchkurven für verschiedene Tiefen  $L$  bei einem Selektivitätskoeffizienten  $K_{ij}=0.5$ , also einem ungünstigen Eintauschverhältnis für das verdrängende Ion  $I^{2+}$ , dargestellt. Um die Kurven auf eine vergleichbare Skala zu bringen, ist für diese Darstellung ausnahmsweise die Tiefe  $L$  und nicht die Dispersivität als Bezugsgröße gewählt worden. Die Zeitachse entspricht damit der kumulativen Anzahl verdrängter Porenvolumina. Die Kurven können damit auch als Durchbruchkurven in einer gegebenen Tiefe  $L$  bei unterschiedlicher Dispersivität  $\lambda$  interpretiert werden. Eine grössere Dispersivität entspricht einer geringeren Anzahl Dispersivitäten, die in der Distanz  $L$  enthalten sind, d.h. einer kleineren Peclet-Zahl  $P=L/\lambda$ . Relativ zur Transportdistanz  $L$  nimmt die dispersive Spreizung der Verdrängungsfront mit fortschreitender Verlagerung ab. Diese relative Frontverschärfung wird durch die - absolut gesehen - verbreiternde Wirkung des ungünstigen Eintauschverhältnisses für Ion  $I^{2+}$  nicht aufgehoben oder überdeckt (Abbildung 2b).

Den markantesten Einfluss auf die Verdrängung von Ion  $J^{2+}$  durch Ion  $I^{2+}$  hat die relative Konzentration der zugegebenen Lösung. Je grösser diese ist, desto schneller erfolgt der Durchbruch der Front (Abbildung 2c). Eine grössere relative Ionenkonzentration in der zugegebenen Lösung bedeutet bei gleicher absoluter Konzentration, dass die Kationenaustauschkapazität im entsprechenden Verhältnis kleiner ist. Mit dieser Interpretation demonstrieren die Kurven in Abbildung 1d damit auch den Einfluss der Kationenaustauschkapazität.

Selektivität, Dispersivität und Austauschkapazität haben im Zwei-Regionen-Modell eine analoge Wirkung wie im Ein-Region-Modell. Die folgenden Betrachtungen beschränken sich daher auf die Wirkung der durch die Erweiterung des Ein-Region- zum Zwei-Regionen-Modell neu hinzukommenden Parameter. Dies sind die Koeffizienten für die Aufteilung von Lösung und Ionenaustauschplätzen zwischen den beiden Regionen, sowie der Massentransferkoeffizient.

Abbildung 3a zeigt den Einfluss des normierten Massentransferkoeffizienten

$$\omega = \frac{\alpha \lambda_m}{q} \quad (42)$$

Sein Variationsbereich wurde wie bei den übrigen Parametern so gewählt, dass er für die experimentellen Durchbruchkurven repräsentativ ist. Mit abnehmendem  $\omega$  flachen sich die Durchbruchkurven zunehmend ab, wobei der Unterschied zum Ein-Region-Modell ( $\omega \rightarrow \infty$ ) erst bei  $\omega < 1$  deutlich hervortritt. Der Transferkoeffizient hat damit eine ähnliche Wirkung wie der Se-

lektivitätskoeffizient und wie die Dispersivität. Dies ist eine der wesentlichen Ursachen für die Schwierigkeit, diesen Parameter durch Kurvenanpassung zu bestimmen.

Bei der gewählten relativen Input-Konzentration von  $C_i=0.2$  hat die durch  $\phi$  bestimmte Aufteilung der Bodenlösung auf mobile und immobile Region einen entsprechend geringeren Einfluss (Abbildung 3b) als die durch  $f$  gegebene Aufteilung der Austauschplätze (Abbildung 3c). Gemeinsame Variation der beiden Parameter (Abbildung 3d) hat beim gewählten Szenario praktisch dieselbe Wirkung wie die Variation von  $f$  allein. Der Einfluss der Aufteilungskoeffizienten hängt stark von  $\omega$  ab. Er ist im untersuchten Variationsbereich von  $\omega$  umso grösser, je kleiner  $\omega$  ist, wie im Falle von  $f$  der Vergleich zwischen Abbildung 3c und 3e zeigt.

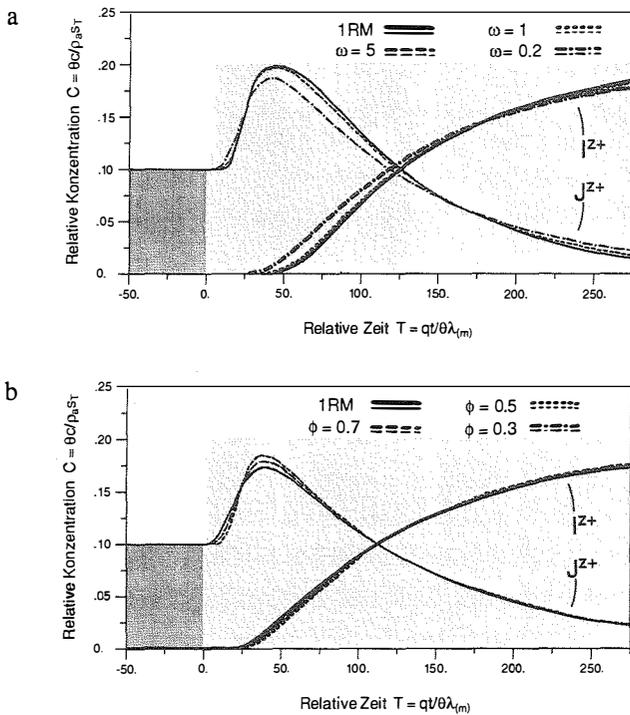
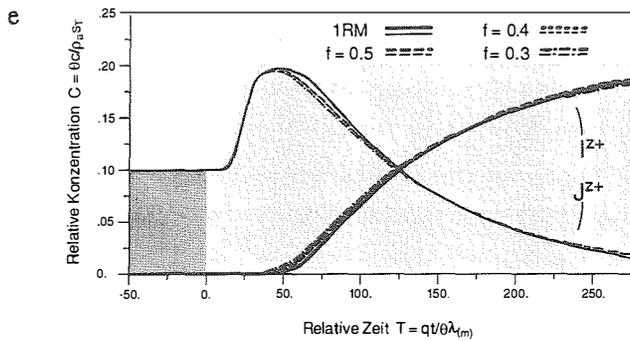
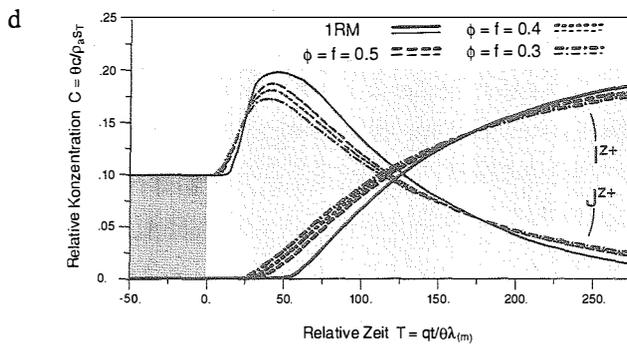
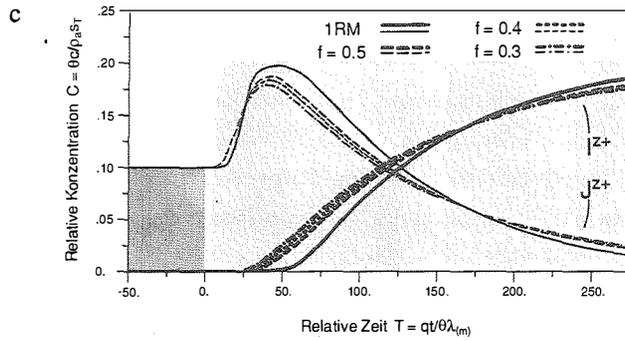


Abbildung 3. Simulierte Durchbruchkurven an der Stelle  $X=25$  für ein binäres System zweier homovalenter Ionen  $I^{2+}$  (dicke Linien) und  $J^{2+}$  (dünne Linien) mit  $K_{ij}=0.5$ . Die Schattierung gibt Zusammensetzung und Konzentration der Input-Lösung wieder (hell für Ion  $I^{2+}$ , dunkel für Ion  $J^{2+}$ ). Mit dem Ein-Region-Modell berechnete Kurven sind mit "1RM" bezeichnet, mit dem Zwei-Regionen-Modell be-



rechnete Kurven durch entsprechende Parameterwerte. a) Einfluss des normierten Massentransferkoeffizienten  $\omega = \alpha \lambda_m / q$  bei  $\phi = f = 0.5$ , b) Einfluss des mobilen Wasseranteils  $\phi$  bei  $\omega = 0.2$  und  $f = 0.5$ , c) Einfluss des Anteils an Tauscherplätzen der mobilen Region,  $f$ , bei  $\omega = 0.2$  und  $\phi = 0.5$ , d) Einfluss der gemeinsamen Variation von  $\phi$  und  $f$  bei  $\omega = 0.2$ , e) Einfluss von  $f$  bei  $\phi = 0.5$  und  $\omega = 1$ .

## EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN

Die in Abbildung 4 dargestellten Durchbruchkurven von  $Mg^{2+}$ - und  $Ca^{2+}$ -Kationen wurden an kleinen Laborsäulen aufgenommen, die mit lehmigen Bodenaggregaten (0.2-0.4 cm Durchmesser) aus dem Oberboden (10-15 cm Tiefe) einer basenreichen Braunerde (Lokalform "Abist") eines Eschenmischwaldes in der Nähe von Zürich gepackt waren und bei gesättigtem Fluss mit  $MgCl_2/CaCl_2$ -Lösungen wechselnder Zusammensetzung und Normalität, entsprechend der Schraffur in Abbildung 3, durchströmt wurden. Die Flussrate entsprach etwa zwei Porenvolumina pro Tag. Die simulierten Modellkurven in Abbildung 3 wurden mit Parametern berechnet, deren Werte unabhängig von den Kationen-Durchbruchkurven in Batch-Versuchen und Säulenversuchen mit Tracern bestimmt oder aufgrund von Annahmen festgelegt wurden. Gleichartige Versuche wurden parallel dazu auch mit Aggregaten eines anderen Waldbodens (Lokalform "Lägern") durchgeführt. Einzelheiten zu diesen Versuchen finden sich in den Veröffentlichungen von Papritz et al. (1987), Selim et al. (1987), Schulin et al. (1987), Schulin et al. (1989) und Schulin et al. (1991).

Die in Abbildung 4a dargestellten Ionenkonzentrationen im Säulenausfluss werden vor allem zu Beginn der Versuchsreihe durch die mit unabhängig bestimmten Parametern simulierten Durchbruchkurven recht gut beschrieben. Die Geschwindigkeit des Durchbruchs wird durch die Simulation allerdings überschätzt. Nach etwa achtzehn Porenvolumina sind im simulierten System praktisch keine  $Ca^{2+}$ -Ionen mehr vorhanden, so dass der durch die Erhöhung der Normalität der Input-Lösung provozierte  $Ca^{2+}$ -Peak ("Schneepflug-Effekt") nicht nachvollzogen werden kann. Schulin et al. (1991) haben gezeigt, dass durch Kurvenanpassung mit beiden Modellen eine angemessene Simulation des Schneepflug-Effektes möglich ist, wenn die Sorptionskapazität  $s_T$  um etwa 50% des im  $NH_4OAc$ -Auszugs bestimmten Werts erhöht wird. Da dieser höhere Wert bei unterschiedlicher Vorsättigung mit  $MgCl_2$  und  $CaCl_2$  zu inkongruenten Austauschisothermen führte, ist zu folgern, dass es sich bei der zusätzlichen transportwirksamen Austauschkapazität um sehr schwer zugängliche Austauschplätze handelt, die erst über mehrere Tage bis Wochen wirksam werden (Schulin et al. 1991). Selim et al. (1987) konnten in kinetischen Batch-Versuchen über eine Zeitdauer von drei Tagen noch keine Anzeichen eines solchen langsamen Austausches finden.

Wie Abbildung 4 zeigt, ergaben beide Modelle mit den unabhängig gefundenen Parameterwerten nahezu ununterscheidbare Kurven für die Abist-Aggregate. Auch mit Parameteroptimierung durch Kurvenanpassung wurden mit dem Zwei-Regionen-Modell keine besseren Ergebnisse erhalten als mit dem Ein-Region-Modell (Schulin et al. 1991). Diese Ergebnisse

sprechen dafür, dass Diffusion zwischen Aggregat-Aussenraum und Aggregat-Innerem nicht der begrenzende Prozess für einen langsamen Ionenaustausch sein kann, sondern dass dieser auf der Ebene von Mikrostrukturen zu suchen ist.

Beim zweiten Lauf, bei dem nach der Durchspülung der Säulen mit mehr als zwanzig Porenvolumina einer 0.042 M  $MgCl_2$ -Lösung zunächst durch eine 1:1 0.02 M  $MgCl_2/CaCl_2$ -Lösung und nach weiteren 24 Porenvolumina durch eine reine 0.01 M  $CaCl_2$ -Lösung ersetzt wurde, wurden nach jedem Wechsel Plateaus in den Durchbruchkurven beobachtet, die sich nicht durch einen reinen binären Ionenaustausch erklären lassen, zumal sich die Plateaus der beiden Ionen jeweils in der Anfangsphase eines Durchbruchs auch nicht streng komplementär zueinander verhalten (Abbildung 4b).

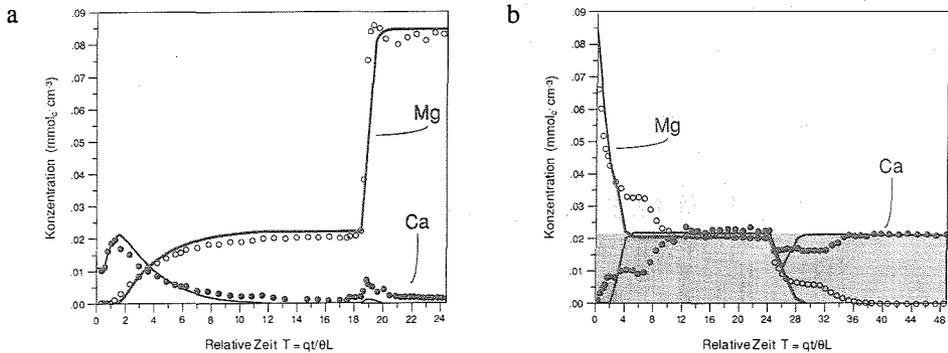


Abbildung 4. Experimentelle und simulierte Durchbruchkurven mit binärem Austausch zwischen  $Mg^{2+}$  (dicke Linien) und  $Ca^{2+}$  (dünne Linien). Im Ausfluss gemessene Ionen-Konzentrationen sind durch Punkte dargestellt, berechnete Konzentrationen durch ausgezogene Linien (offene Punkte für  $Mg^{2+}$ , ausgefüllte Punkte für  $Ca^{2+}$ ). Die Schattierung gibt Zusammensetzung und Konzentration der Input-Lösung wieder (hell für  $Mg^{2+}$ , dunkel für  $Ca^{2+}$ ). Kurven wurden mit beiden Modellen simuliert. Sie sind für aber beide Modelle nahezu identisch und in der Abbildung nicht unterscheidbar. Die verwendeten Parameterwerte sind:  $L=10.35$  cm,  $q=13.07$  cm  $d^{-1}$ ,  $\theta=0.63$ ,  $\rho_a=0.86$  g  $cm^{-3}$ ,  $s_T=0.054$  mmol $_c$   $g^{-1}$ ,  $K_{MgCa}=0.49$ ,  $\lambda=0.44$ ,  $\lambda_m=0.4$ ,  $\phi=0.45$ ,  $f=0.45$  bzw. 0.225 und  $\alpha=51.3$   $d^{-1}$ . a) 1. Lauf nach Vorsättigung mit 5.5 mM  $CaCl_2$ -Lösung, b) anschliessender 2. Lauf nach vollständiger Sättigung mit 42 mM  $MgCl_2$ -Lösung.

Die erste Phase des  $\text{Ca}^{2+}$ -Durchbruchs erfolgt jeweils unverzögert. Dies bedeutet, dass eine Fraktion der  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen unter vollständiger Abschirmung ihrer Ladung verlagert wird. Obwohl diese schnelle Fraktion bisher nicht weiter identifiziert werden konnte, deuten die Begleitumstände auf eine Komplexierung der  $\text{Ca}^{2+}$ -Ionen durch organische Substanz hin. Anorganische Anionen sind als Komplexbildner zu schwach (Buchter et al. 1989).

Damit es zu einem Plateau-Effekt kommen kann, muss die Mobilisierung der Komplexe diskontinuierlich und nicht kontinuierlich erfolgen. Es liegt nahe, an den Wechsel der Ionenstärke als auslösenden Effekt zu denken. Spekulative Modellrechnungen haben gezeigt, dass ein solcher Mechanismus die beobachteten Plateaus erklären kann (Schulin und Selim, unveröffentlicht).

Der Plateau-Effekt wurde in unabhängiger Wiederholung des Experiments reproduziert und auch bei Aggregaten des Lägern-Bodens gefunden, allerdings in deutlich schwächerer Ausprägung. Es ist möglich, dass sich derselbe Effekt auch im Überschiessen der  $\text{Mg}^{2+}$ -Ausflusskonzentrationen nach der sprunghaften Erhöhung der Inputkonzentration von 0.011 auf 0.042 M im ersten Lauf manifestiert (Abbildung 4a).

## **DISKUSSION UND SCHLUSSFOLGERUNGEN**

Die erhaltenen Resultate sprechen dafür, dass im vorliegenden System Prozesse mit Ionenaustausch-Stöchiometrie als Retentionsmechanismus dominieren und dass diese Prozesse durch die beiden hier beschriebenen chromatographischen Transportmodelle grundsätzlich richtig wiedergegeben werden. Die Abweichungen der Modellkurven von den experimentellen Durchbruchkurven weisen darauf hin, dass das System nicht alle getroffenen Annahmen erfüllt. Dabei ist grundsätzlich auch an Abweichungen der Austausch-Isothermen vom Idealverlauf zu denken. Ähnlich wie auch bei anderen Böden (Udo 1978, Wiedenfeld und Hossner 1978) wurden hier aber nahezu ideale Austausch-Isothermen gefunden. Auch war keine Abhängigkeit von der Ionenstärke feststellbar. Die Variabilität des Selektivitätskoeffizienten, die in der Austauschisotherme für den Abist-Boden erkennbar ist (Schulin et al. 1991), ist gemessen an den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse für die Interpretation der erhaltenen experimentellen Durchbruchkurven irrelevant.

Das Fehlen von Ungleichgewichtseffekten, die auf die Aggregatstruktur zurückzuführen sind, bedeutet nicht, dass die Bodenstruktur für Transportvorgänge unbedeutend ist. Struktureffekte kommen einerseits auch in der Dispersivität des Mediums zum Ausdruck, andererseits ist unter Bedingungen natürlicher Bodenlagerung mit längeren Diffusionsstrecken und damit

eher mit "lokalem Ungleichgewicht" zu rechnen als bei den untersuchten Aggregaten (Jardine et al. 1988). Auch tritt ein solcher Effekt eher bei ungesättigtem als bei gesättigtem Fluss auf. Die hier erhaltenen Ergebnisse zeigen aber, dass aus der optischen Auffälligkeit von Strukturmerkmalen nicht unmittelbar ihre Bedeutung für das Transportgeschehen ableitbar ist.

Für den Plateau-Effekt wurden in der Literatur keine Hinweise gefunden. Eine Erklärung dafür ist, dass nur relativ wenige Transportversuche mit Ionenaustausch durchgeführt wurden, dass meist Böden mit sehr geringem organischem Anteil oder sogar rein mineralische Medien verwendet wurden und dass in der Regel bei konstanter Ionenstärke gearbeitet wurde. Sollten sich die aufgestellten Vermutungen bestätigen, sind der organischen Substanz und Ionenstärke-Veränderungen für den Stofftransport eine noch bedeutendere Rolle zu als bisher angenommen.

## LITERATUR

- Buchter, B., R. Kuster, R. Schulin, and H. Flühler. 1989. Einfluss von Anionen auf die Adsorption und den Transport von Kalzium und Magnesium. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, 59: 119-122.
- Jardine, P. M., G. V. Wilson, and R. J. Luxmoore. 1988. Modeling the transport of inorganic ions through undisturbed soil columns from two contrasting watersheds. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 1252-1259.
- Lai, S.-H., and J. J. Jurinak. 1972. Cation adsorption in one-dimensional flow through soils. A numerical solution. *Water Resour. Res.*, 8: 99-107.
- Mansell, R. S., S. A. Bloom, H. M. Selim, and R. D. Rhue. 1986. Multispecies cation leaching during continuous displacement of electrolyte solutions through soil columns. *Geoderma*, 38: 61-75.
- Papritz, A., R. Schulin, R. Kuster, H. Flühler und H. M. Selim. 1987. Simultaner Transport von  $Ca^{++}$ - und  $Mg^{++}$ -Ionen durch Bodenaggregate. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, 53: 459-466.
- Schulin, R., H. Flühler, R. Mansell, and H. M. Selim. 1986. Miscible displacement of ions in aggregated soils. *Geoderma*, 38: 311-322.
- Schulin, R., A. Papritz, H. Flühler und H. M. Selim. 1987. Ionentransport in Böden mit und ohne Aggregatstruktur: ein Modellvergleich. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.*, 53: 473-478.
- Schulin, R., A. Papritz, H. Flühler, and H. M. Selim. 1989. Calcium and magnesium transport in aggregated soils at variable ionic strength. *Geoderma*, 44: 129-141.
- Schulin, R., A. Papritz, H. Flühler, and H. M. Selim. 1991. Parameter estimation for simulating binary homovalent cation transport in aggregated soils at variable ionic strength. *J. Contam. Hydrol.*, 7: 1-19.
- Selim, H. M. R. Schulin and H. Flühler. 1987. Transport and ion exchange of calcium and magnesium in an aggregated soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 876-884.
- Sposito, G. 1981. *The thermodynamics of soil solutions*. Oxford University Press, New York, 223 p.

- Udo, E. J. 1978. Thermodynamics of potassium-calcium and magnesium-calcium exchange reactions on a kaolinitic soil clay. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 556-560.
- Valocchi, A. J. 1985. Validity of the local equilibrium assumption for modeling sorbing solute transport through homogeneous soils. *Water Resour. Res.*, 21: 808-820.
- Valocchi, A. J., R. L. Street and P. V. Robert. 1981. Transport of ion-exchanging solutes in groundwater: Chromatographic theory and field simulation. *Water Resour. Res.*, 17: 1517-1527.
- van Eijkeren, J. C. M. and J. P. G. Loch. 1984. Transport of cationic solutes in sorbing porous media. *Water Resour. Res.*, 20: 714-718.
- van Genuchten, M. Th. and P. J. Wierenga. 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media, I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40: 473-480.
- Wiedenfeld, R. P., and L. R. Hossner. 1978. Cation exchange equilibria in a mixed soil system containing three heterovalent cations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 709-712.

# Sorption und Transport von gedüngtem Magnesium in Waldböden

Hildebrand, E. E. und von Wilpert, K.  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt  
Baden-Württemberg  
Abt. Bodenkunde und Waldernährung  
Wonnhaldestrasse 4, D-7800 Freiburg

## Abstract: Sorption and Transport of Fertilized Magnesium in Forest Soils

*Magnesium deficits are a widespread consequence of acid deposition and internal acidification in forest soils from silicate parent material. Compared with Ca or K, Mg deficits appear earlier in the course of acidification because of its lower selectivity on exchanger surfaces and the high demand by trees. Compensation of Mg deficits can be done by fertilization with sulfatic and carbonatic Mg fertilizers. In an model experiment the chemistry of flowing macropore water was analyzed to monitor exchange processes and buffer reactions along the flow path provoked by addition of fertilizers. Fertilization with  $MgSO_4$  in usual dosage leads to a considerable output of exchanged acidity from the organic layer into the mineral soil. If lime is applied in corn sizes of silt and clay ( $< 20 \mu m$ ), the effect of liming in deeper mineral horizons can be enhanced. For a long-term melioration of strongly acidified woodlands we consider liming to be an adequate and necessary measure rather than fertilizing with neutral salts.*

## 1. Einleitung

Es liegen inzwischen eine Reihe von Untersuchungsergebnissen aus Mittel- und Nordeuropa vor, die anhand von Zeitreihen belegen, daß Waldböden häufig im Zeitraum von Jahrzehnten aufgrund interner und/oder externer Säurezufuhr eine chemische Drift aufweisen (z.B. ANDERSON 1986; BERDEN et al. 1987; FEGER 1986; GRIMM u. REHFUESS 1986; GOTTLIN 1989; HALLBAKEN u. TAMM 1986; HILDEBRAND 1986; ULRICH u. MATZNER 1983). Es ist daher verständlich, daß die im Zusammenhang mit neuartigen Waldschäden auftretenden Ernährungsstörungen sich in vielen Fällen durch entsprechende Nährelementzufuhr beheben lassen (z.B. HÜTTL, 1986, ZECH und POPP, 1983, ZÖTTL, 1990). EVERS und SCHÖPFER (1988) berichten, daß in Baden-Württemberg Mg- und K-Mängel weit verbreitet sind und meist in regionaler Häufung auftreten. Kalkungs- und Düngemaßnahmen gewinnen daher zunehmend Bedeutung als therapeutische Soforthilfe für erkrankte Bestände. Neben der Verbesserung des Ernährungszustandes gewinnen jedoch auch andere Parameter zur Stabilität von Standorten, wie z.B. die Geschlossenheit des Mineralstoffkreislaufs, um so mehr Bedeutung, je größer die zu düngenden Flächen sind. Dieser Zusammenhang besteht vor allem deswegen, weil die Bereitstellung von hochwertigem Trinkwasser durch Waldflächen im wesentlichen darauf beruht, daß in intakten Waldökosystemen die Mineralstoffe in Bezug auf die Hydrosphäre verlustarm umgesetzt werden. Die durch Düngungen im Boden kurz- und mittelfristig initiierten Transportprozesse sind daher von großem Interesse, wenn Forstdüngungen ökologisch umfassend bewertet werden sollen.

Zur Frage des Verhaltens von gedüngtem Magnesium werden in diesem Beitrag drei Erkenntniswege besprochen:

- a. aus Ionengleichgewichten in natürlich gelagerten und destrukturierten Mineralböden wird die relative Beweglichkeit von Mg abgeleitet, es werden Faktoren definiert, welche diese Beweglichkeit steuern.
- b. an natürlich gelagerten, hintereinander geschalteten Bodenproben wird das Makroporenwasser als chemischer Monitor verwendet zur Darstellung düngungsbürdiger Übergänge zwischen Fest- und Lösungsphase. Dabei werden vor allem solche Veränderungen erfaßt, die mit schneller Reaktionskinetik, d.h. in der Initialphase der Düngung, ablaufen. Gerade solche Reaktionen beinhalten aber akute Risiken für die Hydrosphäre.

Hinsichtlich der Meßebe und des Informationsgewinnes kann ein solches Verfahren als orientierender "bodenkundlicher Gewebetest" gewertet werden. Ähnlich wie bei pharmakologischen Gewebetests werden Übergänge zwischen Lösungs- und Festphase in einem "Gewebealiquot Boden" nach massiver, aber praxisüblicher Fremdstoffzufuhr untersucht. Dabei können die den Transport kontrollierenden Faktoren - wie z.B. Einfluß des Anions, Flußrate des Porenwassers, Wirkungen von Trockenphasen etc. - variiert und in unterschiedlicher Weise kombiniert werden.

c. an alten Düngeversuchsflächen wird der Verbleib des gedüngten Magnesiums untersucht.

## 2. Ergebnisse und Diskussion

### 2.1 Ionengleichgewichte in sauren Mineralböden

In früheren Untersuchungen (HILDEBRAND 1986) wurde gezeigt, daß in homogenisierten Mineralbodenproben südwestdeutscher Waldstandorte die Ca/Al- und Mg/Al-Verteilungskoeffizienten nach GAPON mit hoher Bestimmtheit von der Sättigung der Austauschere an (Al+Fe) abhängen. In Abb. 1 ist diese Beziehung dargestellt. Der GAPON-Koeffizient kann dabei als relatives Maß der Eintauschstärke angesehen werden. Mit zunehmender Bodenversauerung verlieren Ca und Mg sehr stark an Wettbewerbsfähigkeit um Austauschplätze und sind daher zunehmend von Auswaschung bedroht. Die Abnahmerate an relativer Eintauschstärke ist zu Beginn der Bodenversauerung am größten. Mg hat immer geringere Eintauschchancen als Ca, so daß es auch plausibel ist, daß bei fortschreitender Bodenversauerung Mg zuerst als Mangel-element auftritt.

Bei andauernder Bodenversauerung tritt also ein sich selbst beschleunigender Verlust an mobilem Ca und Mg auf, der erst dann beendet ist, wenn durch externe Einträge ein Fließgleichgewicht gegenüber den Austauschgleichgewichten aufrechterhalten wird (HILDEBRAND, 1986).

Die starke Abhängigkeit der Ca- und Mg-Eintauschstärke vom Ionenbelag der Austauscher stimmt überein mit älteren Befunden von SCHWERTMANN (1962) und ULRICH (1966). SÜSSER (1987) fand für das Fichtelgebirge analoge Beziehungen.

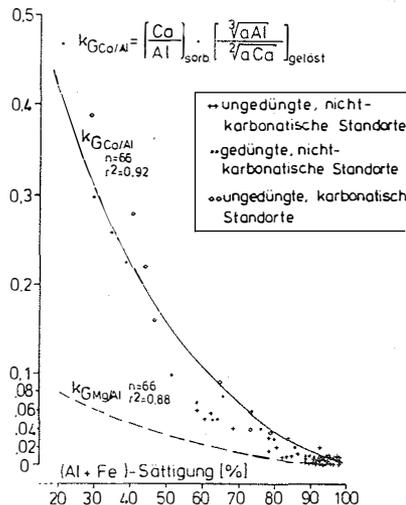


Abbildung 1: Ca/Al- und Mg/Al-Selektivitätskoeffizienten nach GAPON in Abhängigkeit von der Sättigung der Bodenaustauscher mit Al + Fe (aus HILDEBRAND 1986).

*Ca/Al- and Mg/Al-selectivity coefficients according to GAPON as function of saturation of exchange sites by Al+Fe (HILDEBRAND, 1986).*

In aggregierten Böden läßt die in Abb. 1 dargestellte Beziehung erwarten, daß an stärker versauerten Aggregatoberflächen geringere Eintauschstärken die Lösungsgleichgewichte für Ca und Mg kontrollieren als im Aggregatinneren. Auch die relative Verarmung der Porenwände an Ca und Mg ist damit bei Säurebelastung ein sich selbst verstärkender Vorgang. Dies wird um so mehr der Fall sein, je mehr der chemische Gradient zum Aggregatäußeren hin in dem Bereich liegt, in dem die negative Änderungsrate der Eintauschstärke groß ist. In diesem Bereich wird durch stark erhöhte Ca- und Mg-Mobilität an Aggregatoberflächen verhindert, daß die heterogene Verteilung von austauschbarem Ca und Mg mit gleicher Intensität durch wässrige Gleichgewichtslösungen dargestellt werden kann. Dies ist erst dann der Fall, wenn die Vorräte an austauschbarem Ca und Mg an den Aggregatoberflächen weitgehend erschöpft sind. Es kann dann zu einer schwellenartigen Abnahme der Ca- und Mg-Gehalte in der Bodenporenlösung kommen (HILDEBRAND 1988). Damit kann ein kurzfristiges Auftreten aber auch das spontane Verschwinden von Mg-Mangelsymptomen aufgrund unterschiedlicher Eintauschstärken im Aggregatäußeren und -inneren bodenchemisch einfach erklärt werden.

In Abb. 2a und b sind die Ca/Al- und Mg/Al-GAPON-Koeffizienten getrennt für natürlich gelagerte und destrukturierte Bodenproben in Abhängigkeit von der (Al+Fe)-Sättigung dargestellt. Die Erstellung getrennter Regressionen ergibt nahezu identische Kurvenläufe, d.h. die Abhängigkeit der Ca- und Mg-Eintauschstärken von der (Al+Fe)-Sättigung ist an Aggregatoberflächen und im Aggregatinneren gleichermaßen gültig. Es zeigt sich jedoch, daß z.B. Fälle mit der Austauscherbelegung (Al+Fe) > 80% bei natürlich gelagerten Proben wesentlich weniger häufig auftreten.

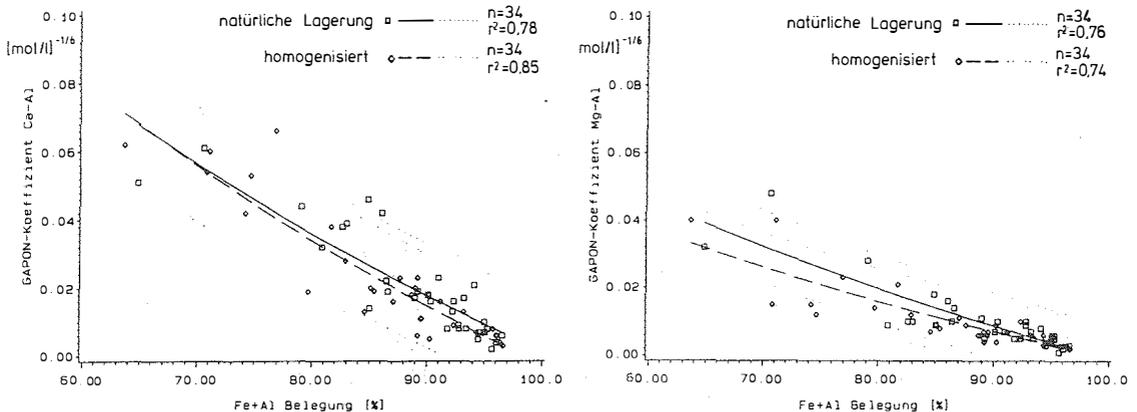


Abbildung 2a und 2b: Ca/Al- und Mg/Al-GAPON-Koeffizienten in Abhängigkeit von der (Al+Fe)-Sättigung. Alle Variablen wurden getrennt für natürlich gelagerte und destrukturierte Bodenproben bestimmt: Homogenisieren verändert nur die Lage der Punkte innerhalb des Vertrauensbereiches der Regression, nicht den Verlauf der dargestellten Beziehung. *Ca/Al- and Mg/Al-GAPON-coefficients as a function of the (Al+Fe)-saturation. Data were separately obtained for undisturbed and disturbed soil samples: Aggregate destruction alters the confidence interval, nevertheless the course of the function remains the same.*

Wenn bei extremer Oberbodenversauerung die Protolyse von Oxiden als Puffermechanismus übersteuert wird, treten austauschbare Protonen vermehrt als Teil der Austauscherbelegung in Erscheinung. Unter diesen Bedingungen kann die relative Eintauschstärke für Ca und Mg wieder zunehmen (vgl. Abb. 3). Diesen Ionengleichgewichten entsprechen Austauscherbelegungen mit relativ niedriger Sorptionskapazität, geringen Al-Anteilen, hoher Protonen- und relativ hoher Basensättigung. Solche bodenchemische Zustände werden z.B. von RABEN (1986) auf stark versauerten Böden des Hils beschrieben.

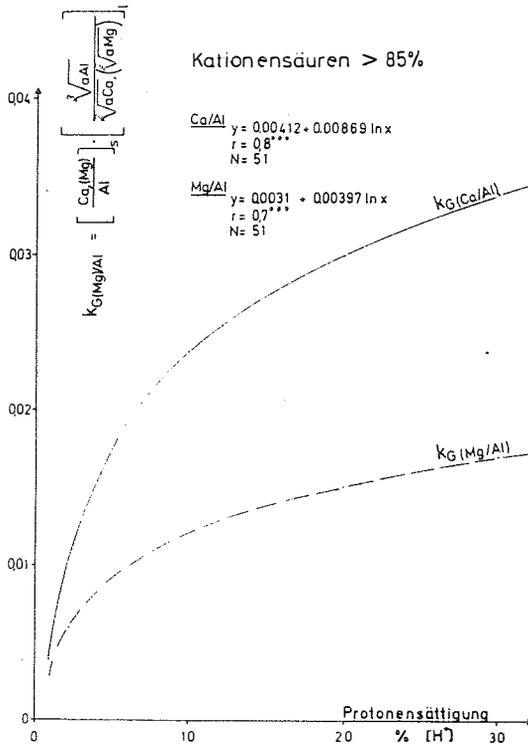


Abbildung 3: Ca/Al- und Mg/Al-GAPON-Koeffizienten in Abhängigkeit von der Protonensättigung.  
*Ca/Al- and Mg/Al-GAPON-coefficients as function of the proton saturation.*

## 2.2 Faktoren des Tranportes von gedüngtem Mg

### 2.2.1 Humustyp und Art des Mg-Düngers

Forstliche Dünger werden i.d.R. an der Bodenoberfläche plaziert. Entscheidend für den Eintrag und Transport in den bzw. im Mineralboden sind also zunächst die Wechselwirkungen des Düngers mit der organischen Auflage. In Abb. 4 ist für eine je 4 cm mächtige Moder- bzw. Rohhumusauflage die Ionenfracht im Porenwasser in Abhängigkeit von der perkolierten Wassermenge angegeben. Hilfsvariable sind praxisübliche Dünger bzw. Düngermischungen. Aufgrund der unterschiedlichen Retention von Kat- und Anionen der verabreichten Dünger finden Umpufferungen statt:

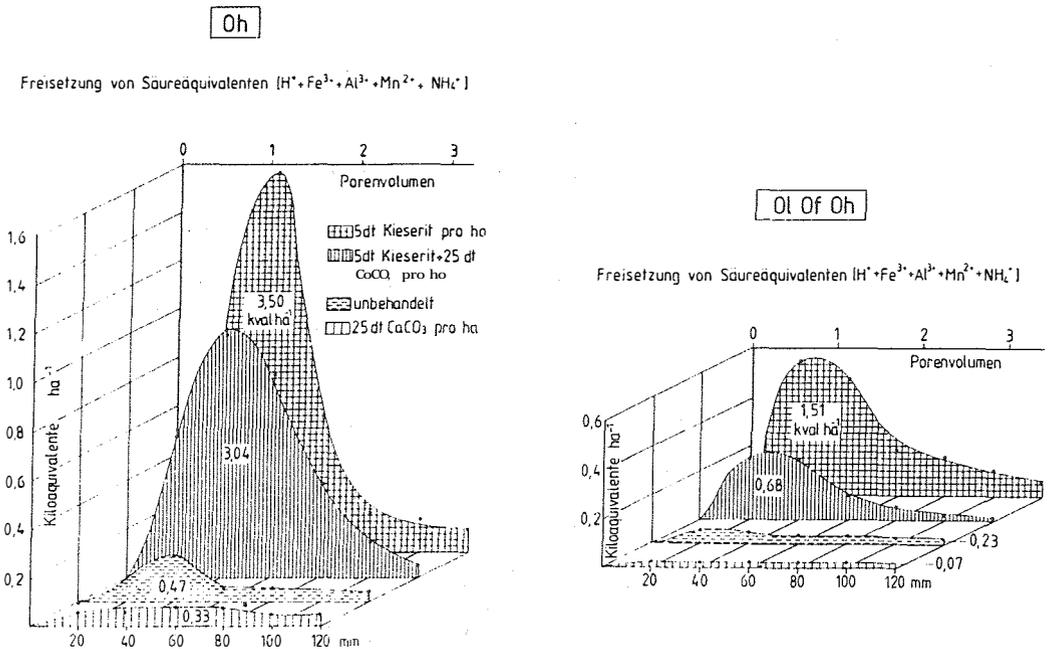


Abbildung 4: Freisetzung von Säureäquivalenten nach Düngung mit Kieserit, Kieserit + Kalk, und Kalk aus einer  $O_h$ -Lage (links) und einer  $O_1O_2O_h$ -Lage (rechts), Mächtigkeit jeweils 4 cm.

*Release of protonequivalents after application of kieserite, kieserite + lime, and lime from an  $O_h$ -layer (left) and an  $O_1O_2O_h$ -layer (right); each 4 cm deep.*

Man erkennt, daß Humuslagen mit hoher Basenneutralisierungskapazität (Rohhumus) nach Kieseritdüngung ein Vielfaches an Säureäquivalenten ( $3,50 \text{ kval ha}^{-1}$ ) an den Mineralboden abgeben gegenüber Moderauflagen mit geringer Basenneutralisierungskapazität ( $1,51 \text{ kval ha}^{-1}$ ). Je schlechter die Humusform ist, desto größer ist also die Menge an Austauschsäure, die durch Neutralsalzdüngung in den Mineralboden eingetragen wird.

Der Vergleich der Darstellungen in Abb. 4 zeigt außerdem, daß im Falle des Rohhumus eine gleichzeitige Kalkung relativ wenig Einfluß auf die Freisetzung von Säureäquivalenten ( $3,04$  gegenüber  $3,50 \text{ kval ha}^{-1}$ ), während bei der Moderaufgabe die Säureabgabe durch Kalkung um

mehr als die Hälfte (von 1,51 auf 0,68 kвал ha<sup>-1</sup>) abnimmt. Im Falle der Moderauflage ist auch der absolute Betrag der durch gleichzeitige Kalkung gepufferten Säureäquivalente größer als beim Rohhumus (0,83 gegenüber 0,46 kвал ha<sup>-1</sup>). Die treibende Kraft des Eintrages von Austauschersäure in den Mineralboden ist die hohe Mobilität des Sulfates in sauren organischen Auflagen. Auf die generelle Bedeutung mobiler Anionen für die Umverteilung von pedogen gespeicherter Säure weisen REUSS u. JOHNSON (1986) hin.

### 2.2.2 Korngröße von gedüngtem Dolomit und Wirkungstiefe

Ein Problem bei der Verabreichung von Dolomiten und ähnlich langsam löslicher MgSalze ist die geringe Wirkungstiefe und damit die Gefahr der Förderung flacher Bewurzelung. Die folgenden Untersuchungen sollen zeigen, ob durch Vergrößerung der relativen Oberfläche des Dolomits die Lösungsrate gesteigert und die Wirkungstiefe verbessert werden kann (HILDEBRAND und SCHACK-KIRCHNER, 1990). Die in Abb. 5 dargestellten Lösungs- und Protonen-Konsumptionsraten ohne Wechselwirkung mit der Bodenfestphase (auf Quarzsand) zeigen erwartungsgemäß eine deutliche Abhängigkeit von der Korngröße des verwendeten Dolomits.

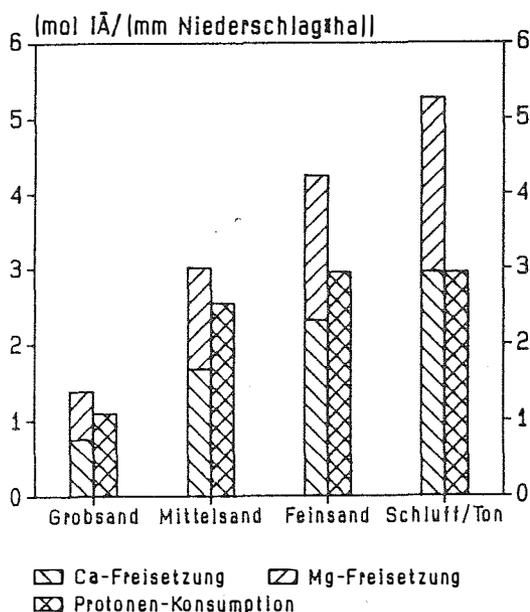


Abbildung 5: Ca<sup>2+</sup>- und Mg<sup>2+</sup>- Freisetzungsraten bzw. Protonen-Konsumptionsraten in Mol pro mm Niederschlag und Hektar bei CO<sub>2</sub>-Partialdruck der Atmosphäre, einem auf pH 3,5 eingestellten Niederschlag (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) und einer Niederschlagsintensität von 20 mm/h: Je feiner die Mahlung, umso weniger besteht Äquivalenz zwischen Protonenkonsumtion und Ca- und Mg-Freisetzung.

*Rates of calcium and magnesium release and proton consumption respectively, expressed in mol per mm precipitation and ha at ambient CO<sub>2</sub>-partial pressure, artificially acidified precipitation (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, pH=3,5, precipitation intensity = 20 mm. per hour). The finer the fertilizer is ground the less proton consumption equals the equivalent amount of released calcium and magnesium.*

Mit feinerer Mahlung ist die Äquivalenz von  $\text{Ca}^{2+}$ - bzw.  $\text{Mg}^{2+}$ -Freisetzung und Protonenkonsumtion zunehmend weniger realisiert. Dies beruht darauf, daß bei den Fraktionen "Feinsand" sowie "Schluff+Ton" der Lösungsvorgang nicht völlig bis zu den Neutralsalzen ( $\text{CaSO}_4$  bzw.  $\text{MgSO}_4$ ) läuft, sondern teilweise bei der Bikarbonatbildung ( $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ;  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ ) endet. Nur wenn Ca bzw. Mg als Bikarbonate transportiert werden, gelangt Basizität in tiefere Bodenlagen.

In den Abbildungen 6-8 sind in Abhängigkeit von der Porenwassermenge unterhalb der Auflage bzw. des  $A_h$ -Horizontes die durch Kalkung mit Dolomit verursachten Netto-Änderungen des Transportes von  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{H}^+$  dargestellt. Hilfsvariable ist jeweils die Korngröße des verwendeten Dolomits.

Im Falle der  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Freisetzungsraten (Abb. 6 u. 7) erkennt man, daß nur die Korngrößen "Feinsand" und "Schluff+Ton" zu vermehrten Transportraten unterhalb der Auflage führen, während die Korngrößen "Grobsand" und "Mittelsand" nahezu wirkungslos bleiben. Im Gegensatz zum  $\text{Ca}^{2+}$  tritt bei  $\text{Mg}^{2+}$  auch unterhalb des  $A_h$ -Horizontes einer erhöhter Lösungstransport auf, was auf die geringere Eintauschstärke des  $\text{Mg}^{2+}$  zurückzuführen ist (vgl. Abb. 1). Unterhalb des  $B_v$ -Horizontes fand - abgesehen vom erhöhten Gehalt an löslichem Kohlenstoff (vgl. Abb. 9) und leicht erhöhtem Mg-Austrag - kein düngungsbedingt vermehrter Lösungstransport im Makroporenwasser statt.

Analog zu den  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Ca}^{2+}$ -Lösungsraten tritt eine erhöhte Protonenpufferung im Makroporenwasser nur dann auf, wenn der Dolomit in den Korngrößen "Feinsand" oder "Schluff+Ton" vorlag (vgl. Abb. 8).

Es fällt auf, daß zu Beginn der Perkolation die Raten der Protonenpufferung deutlich geringer sind, d.h. erst wenn eine Lösungsmenge von 5-10 Porenvolumina die Auflage durchströmt hat, stellen sich konstante Pufferraten ein. In der Anfangsphase der Perkolation lag der pH-Wert in der Bodenporenlösung meist deutlich unter 5,0, sodaß das gelöste Ca und Mg nicht von Bikarbonat, sondern hauptsächlich von organischen Anionen begleitet wird (vgl. Abb. 9). Die  $\text{H}^+$ -Konsumtion bei der Auflösung des Kalkes wird also noch in der Auflage teilweise kompensiert durch zunehmende Deprotonisierung der in diesen Polyanionen vorhandenen Säuregruppen.

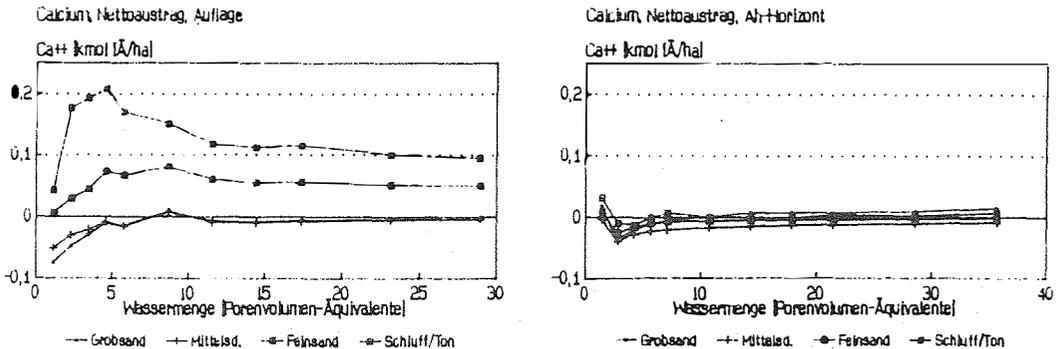
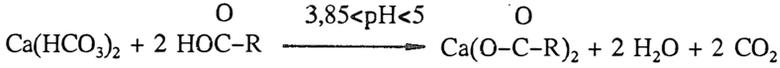


Abbildung 6: Kalkungsbedingte  $\text{Ca}^{2+}$ -Nettoausträge im Makroporenwasser der Auflage (links) und der Auflage+ $A_h$ -Horizont (rechts). Hilfsvariable: Korngröße des gedüngten Dolomits.  
*Liming induced net calcium ion export via macropore solution from the organic layer (left) and  $O+A_h$  layer (right) for different grain sizes of the applied dolomite.*

Der vermehrte Lösungs-transport von organischem Kohlenstoff (DOC) nach Kalkung (vgl. Abb. 9) wird durch die Instabilität des Bikarbonat-Anions verursacht, die unterhalb von pH 5 die Lösung organischer Anionen erzwingt:



Ca-Bikarbonat + "Fulvosäure" → "Ca-Fulvat" + Kohlensäure

Nach CRONAN und AIKEN (1985) und weiteren dort zitierten Autoren besitzen die im Abfluß aus versauerten, teilweise podsolierten Einzugsgebieten gelösten Fulvosäuren einen mittleren  $\text{pK}_a$ -Wert von 3,85. Die o.g. dargestellte Reaktion ist daher eine Neutralisation, bei der die schwächere Kohlensäure durch die stärkeren Fulvosäuren aus ihrem Salz verdrängt wird. Die Bindung und Wegfuhr des DOC als "Ca-Fulvat" verschiebt das Lösungsgleichgewicht zugunsten weiterer DOC-Ausschüttung in die Bodenporenlösung. Auf der weiteren Fließstrecke kann das von organischen Anionen begleitete Calcium gegen Protonen stationärer Huminsäuren der Porenwände ausgetauscht werden, so daß es zur Rückbildung freier Fulvosäuren und damit auch zu einer Netto-Versauerung im Porenwasser kommen kann.

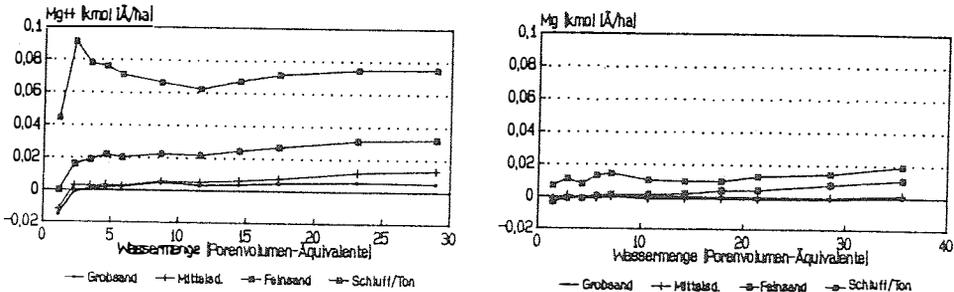


Abbildung 7: Kalkungsbedingte  $\text{Mg}^{2+}$ -Nettoausträge im Makroporenwasser der Auflage (links) und des Auflage+ $A_h$ -Horizont (rechts). Hilfsvariable: Korngröße des gedüngten Dolomits.  
*Liming induced net magnesium export via macropore solution from the organic layer (left) and  $O+A_h$  layer (right) for different grain sizes of the applied dolomite.*

Fulvosäuren sind also ein effektives Transportmedium für düngebürtige Kationen (s. auch Abb. 10).

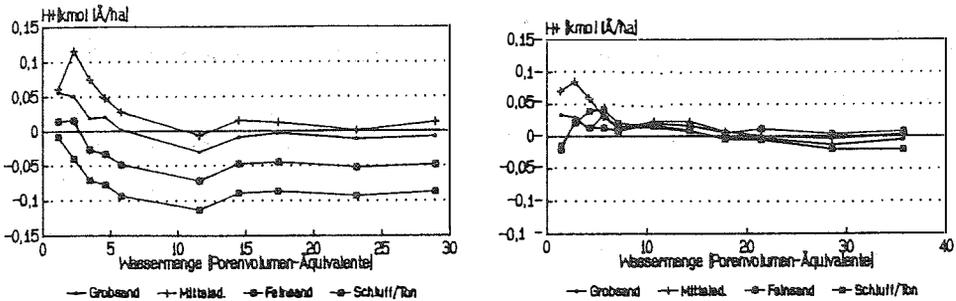


Abbildung 8: Kalkungsbedingte Protonen-Nettoausträge im Makroporenwasser der Auflage (links) und des Auflage+ $A_h$ -Horizont (rechts). Hilfsvariable: Korngröße des gedüngten Dolomits.  
*Liming induced net proton export via macropore solution from the organic layer (left) and  $O+A_h$  layer (right) for different grain sizes of the applied dolomite.*

Es besteht eine deutliche Abhängigkeit der am Chemismus des Makroporenwassers meßbaren Wirkungen und Nebenwirkungen dolomitischer Kalke von deren Korngröße, d.h. von der wirksamen, spezifischen Oberfläche. Bei den Korngrößen "Mittelsand" und "Grobsand" sind die Lösungsraten offensichtlich zu klein, als daß sie den Chemismus des fließenden Makroporenwassers spürbar verändern könnten.

Es läßt sich damit durch den Grad der Mahlfeinheit des verwendeten Dolomits die Wirkungstiefe zumindest im Bereich des oberen Mineralbodens beeinflussen, da bei höheren  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$  Lösungsraten auch im Makroporenwasser Basizität verlagert werden kann. Dieser Transport beruht darauf, daß die Gleichgewichtseinstellung zwischen dem Lösungsinhalt des Makroporenwassers und der Festphase des Bodens offensichtlich übersteuert wird (HILDEBRAND 1988). Demgegenüber wird die schwächere Wirkung gröberer Fraktionen (Grobsand, Mittelsand) auch bei längerfristiger Betrachtungsweise auf die nähere Umgebung der Körner beschränkt bleiben, da die langsamere Lösungskinetik Gleichgewichtseinstellungen ermöglicht und damit die vertikale Abfuhr von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  im Makroporenwasser begrenzt. Ein Transport von Basizität in den tieferen Mineralboden wäre in diesem Fall im wesentlichen über vertikal grabende Bodentiere zu erwarten, diese sind jedoch bei Rohhumusstandorten wenig vertreten. Der **Nachteil grob gekörnter Karbonate** liegt also nicht so sehr in der **langsameren Freisetzung von Basizität**, sondern vielmehr darin, daß aufgrund der geringeren Lösungsgeschwindigkeit **unmittelbar keine Basizität in tiefere Mineralbodenzonen** gelangt. Der Zusammenhang zwischen der Mahlfeinheit des Dolomits und seiner Wirkungstiefe ist in Abb. 10 schematisch dargestellt.

Bei dem Einsatz gemischt gekörnter Dolomite sollte daher hauptsächlich entsprechend den Anteilen dosiert werden, die den Chemismus des fließenden Bodenwassers auch tatsächlich in dem erwünschten Sinn beeinflussen, nämlich nach den Anteilen an Korngrößen, die deutlich unter 0,2 mm liegen. Von den größeren Bestandteilen ist hauptsächlich eine langfristige Erhöhung der Basizität in der Auflage zu erwarten (vgl. SCHÜLER 1989).

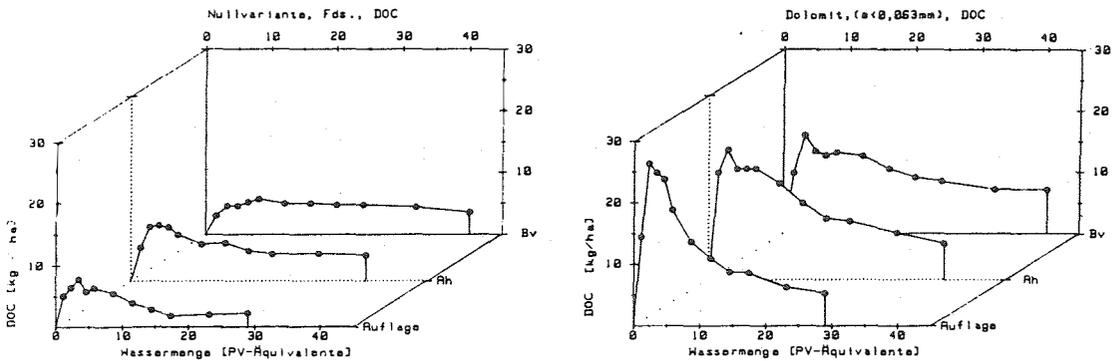


Abbildung 9: Verlagerung an gelöstem, organischem Kohlenstoff im Makroporenwasser der 0-Variante (links) und der Variante Dolomit, 25 dt/ha, Durchmesser < 0,063 mm (rechts). x-Achse: Perkolationsvolumen in Porenvolumenäquivalenten; y-Achse: Menge an DOC in kg/ha; z-Achse: Fließstrecke.

*Leaching of dissolved organic carbon via macro pore solution at the untreated plot (left) and the dolomite treatment (25 dt.ha<sup>-1</sup>, d < 0,063 mm; right). x-axis: percolation volume in pore volume units; y-axis: amount of DOC (kg.ha<sup>-1</sup>), z-axis: column length.*

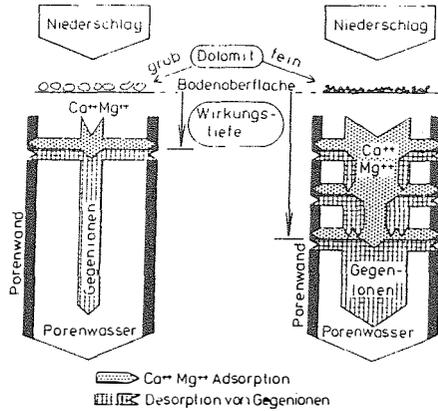


Abbildung 10: Zusammenhang zwischen der Mahlfeinheit von Dolomit und der Wirkungstiefe auf die Bodenfestphase durch Lösungstransport im Makroporenwasser (vereinfacht). Bei gleichbleibender  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ -Adsorptionsrate an der Porenwand nimmt die Wirkungstiefe zu mit höherer Lösungsgeschwindigkeit, d.h. mit feinerer Mahlung.

*Relationship between grain size of dolomite and its depth of effect within the mineral soil due to ion transport in the soil solution. At constant calcium and magnesium adsorption rates at pore surfaces increases the depth of effectiveness with fertilizer dissolution velocity and finer grain size respectively.*

Die Bewertung gemischt gekörnter Dolomite sollte daher aus der Sicht von Forstbetrieben im wesentlichen nach dem Anteil der Kornfraktionen erfolgen, die lösungsschemisch im oberen Mineralboden auch die erwünschte Wirkung erwarten lassen.

### 2.3 Verbleib des gedüngten Magnesiums

Das Bemühen, anhand von Praxisdüngungen oder von alten Düngerversuchen den mittel bis langfristigen Verbleib des ausgebrachten Magnesiums zu klären, erbringt aufgrund undefinierter Randbedingungen meist nur relativ unscharfe Ergebnisse. Es sei hier dennoch der Versuch unternommen, zwei Beispiele zu diskutieren:

#### 2.3.1 Düngerversuch 9, Buntsandstein-Odenwald. Fbz Heidelberg

Es handelt sich um ein 72-jähriges Fichtenbaumholz auf mittleren Buntsandstein, in dem 1959 ein Düngerversuch angelegt wurde mit folgenden Varianten:

- Parzelle 1: 20 dt/ha kohlen-saurer Kalk, 2 mal 6 dt/ha Hyperphos ( $\text{CaP}$ )
- Parzelle 2: 0-Feld
- Parzelle 3: wie 1, zusätzlich 3 mal 2 dt/ha Kalkammonsalpeter ( $\text{CaPN}$ )
- Parzelle 4: wie 3, zusätzlich 2 mal 3 dt/ha Kalimagnesia ( $\text{CaPKN}$ )

Von allen Düngeparzellen waren Mineralbodenproben von 0-5 cm Bodentiefe aus dem Jahr 1968 vorhanden. Standort und Bestand sind bei ALTHERR u. EVERS (1975) sowie bei KENK et al. (1984) beschrieben.

In Abbildung 11 ist für den oberen Mineralboden die relative Veränderung des Ionenbelages am

Austauscher in einem Zeitraum von 15 Jahren dargestellt. Aufgrund der nur bedingten bodentypologischen Vergleichbarkeit der Düngeparzellen untereinander (vgl. KENK et al., 1984) soll vor allem der zeitliche Entwicklungstrend im Ionenbelag der Düngeparzellen betrachtet werden. Im Hinblick auf den Verbleib von gedüngtem Mg kann das Balkendiagramm der Abbildung 11 folgendermaßen interpretiert werden:

- Auf allen Parzellen, einschließlich der 0-Fläche, ist im Beobachtungszeitraum eine Zunahme an Protonen im Ionenbelag festzustellen. Im Falle des Feldes 1 (CaP Variante) hat sich der Protonenanteil nahezu vervierfacht. Bei sehr geringen Bestand an  $M_b$ -Kationen ist die fortschreitende Protonisierung der Austauscher Ausdruck zunehmender Säurestärke im Boden.
- bei allen Feldern war und ist nadelanalytisch ein Mg-Düngeeffekt zu verzeichnen, obwohl Mg bei Feld 1 und 3 nur als "Verunreinigung" im kohlen-sauren Kalk enthalten sein konnte (ALTHERR u. EVERS, 1975). Bodenanalytisch kann dieser Düngeeffekt nicht nachvollzogen werden.
- die Kali- und Magnesium-Gabe im Feld 4 war 1983 nicht mehr durch erhöhte K- und Mg-Sättigung am Austauscher nachweisbar; 1968 dagegen sind die K- und Mg-Anteile noch leicht erhöht.

Es wird somit deutlich, daß in diesem Fall die bodenchemische Wirkung der ca. 25 Jahre zurückliegenden Kalimagnesiumdüngung im oberen Mineralboden weitgehend abgeklungen ist. Deutlich erhöht sind lediglich noch die Ca-Anteile aufgrund der Kalkung.

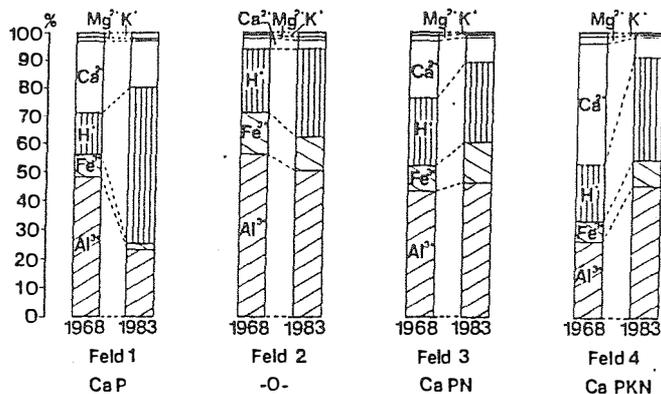


Abbildung 11: Veränderung der Ionenbelags im Oberboden (0-6cm) des DV9 zwischen 1968 und 1983.  
*Change of adsorbed cations in the upper mineral soil horizon (0-6 cm) for fertilizer experiment DV9 between 1968 and 1983.*

### 2.3.2 Praxisdüngung mit Hüttenkalk, Buntsandstein-Nordschwarzwald

Abbildung 12 zeigt die Tiefenfunktionen an austauschbaren Kationen in einem Fichtenbestand, der Ende der 60-iger Jahre intensiv gekalkt worden war. Die genaue Dosierung ist nicht bekannt. Die wichtigsten Standortdaten sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Kurzcharakteristik des Untersuchungsstandort.

*Brief characteristics of the fertilizer trial sites.*

Standort, Versuch, Literatur	Höhe NN Relief	Niederschlag [mm]	Gestein	Bodentyp	Humusform	Standortseinheit	Bestand (Alter) (Mischung)
Freudenstadt 2 III/2 EVERS u. KREBS (1990)	800 schwach geneigt	1500	Oberer Buntsandstein	Braunerde	Mull	mäßig frischer lehmiger Sand	Fichte (80) (Tanne)

Man sieht, daß das Maximum des austauschbaren Magnesiums 20 Jahre nach Ausbringung des Hüttenkalkes bereits den Wurzelraum zu verlassen beginnt, während das Maximum der Ca-Belegung noch an der Bodenoberfläche liegt.

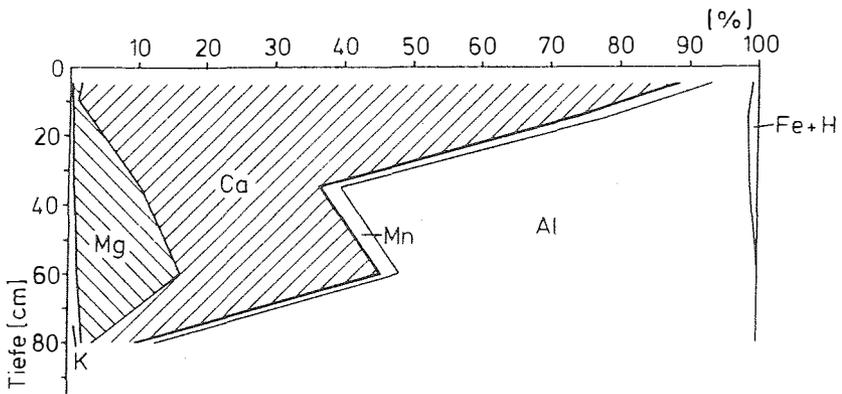


Abbildung 12: Tiefenfunktion der austauschbaren Kationen eines Ende der 60-iger Jahre mit Hüttenkalk meliorierten Standortes.

*Depth gradient of exchangeable cations for a forest stand, which has been treated with Hüttenkalk during the sixties.*

### 3. Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Anhand von Verteilungskoeffizienten nach GAPON kann gezeigt werden, daß bei fortschreitender Versauerung Ca und Mg am Sorptionskörper des Mineralbodens zunehmend diskriminiert werden und vermehrt in Lösung gehen. Gegenüber Ca ist Mg im gesamten für Waldböden relevanten Versauerungsbereich deutlich mobiler. Dies bedeutet, daß mit zunehmender Versauerung und damit zunehmender Dringlichkeit von Forstdüngungen es schwerer wird, Mg und andere Kationenbasen in ein stabiles Gleichgewicht mit der Bodenfestphase zu bringen und damit nachhaltige Düngeeffekte zu erzielen. Aus dem dargestellten Lösungsgleichgewicht folgt, daß eine stabilere Bindung von  $M_p$ -Kationen langfristig nur erreicht werden kann über die Rückführung

von sorbiertem Al in Al-Hydroxidspezies. Dies trifft besonders für das relativ löslichere Mg zu, das außerdem durch einen hohen physiologischen Mg-Bedarf von Waldbäumen schneller Mangelsymptome verursacht als andere Nährelemente.

An Modellversuchen im Labor wurde durch Perkolat von hintereinander geschalteten Stechzylinderproben der Einfluß von verschiedenen Düngevarianten auf den Lösungs-transport im Makroporenwasser untersucht. Dabei konnten folgende für die Düngepraxis wichtigen Ergebnisse herausgearbeitet werden:

- Durch die Düngung mit  $MgSO_4$  werden aus der Auflage etwa um den Faktor 10-20 erhöhte Säureäquivalentmengen freigesetzt gegenüber einer Karbonatdüngung. Die Menge der mobilisierten "Austauschersäure" ist abhängig von der Humusform.
- Die Löslichkeit von karbonatischen Mg-Düngern und damit die Verlagerungsrate an Bikarbonat kann durch die Korngröße des verabreichten Dolomits beeinflusst werden.
- Nennenswerterhöhte Transportraten von  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  unterhalb der organischen Auflage sind nur bei feinsten Korngrößen (Schluff und Ton) zu beobachten. Gedüngtes Mg erreicht bei diesen Korngrößen unter Übersteuerung von Austauschgleichgewichten sogar den  $B_v$ -Horizont. Der Transportgradient für karbonatisch gedüngte Kationen besteht unter den Randbedingungen saurer Waldböden vorwiegend aus mobilen organischen Anionen.
- Kalkungsbedingte erhöhte Nitrifizierungsraten sind möglich und es hängt vom individuellen N-Fixierungsvermögen des Standorts ab, ob daraus ein Versauerungsschub und damit eine Gefahr für die Hydrosphäre resultiert. Dadurch, daß durch den Lösungsvorgang bei Karbonaten ein Teil der organischen Substanz in Form von Fulvosäuren in das mobile Bodenwasser übergeht, besteht auch das Risiko einer Verlagerung humos komplexierter Schwermetalle, die in der Auflage gespeichert sind. Diese Düngerisiken treten nur bei den feinsten Kornfraktionen auf, also dann, wenn auch die erwünschten positiven Düngewirkungen (Freisetzung von  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$ , Protonenpufferung) meßbar sind. Es ist zu erwarten, daß diese Nebenwirkungen von karbonatischen Meliorationsdüngungen nach einer relativ kurzen Übergangszeit abklingen, da mittel- bis langfristig eine Stimulation der biotischen Aktivität des Oberbodens erreicht wird und damit eine gesteigerte Nitrifizierungsrate durch erhöhtes N-Fixierungsvermögen kompensiert wird. Dieser Effekt war durch eine Abnahme der Nitratverlagerung trotz erhöhter Nitrifizierung der Auflage während des Modellversuches direkt beobachtbar.

Die Auswertung der Mg-Verteilung im Oberboden von älteren Praxisdüngungsversuchen ließ eine Abschätzung der mittelfristigen Wirkungstiefe der Mg-Einbringung durch karbonatische und sulfatische Mg-Dünger zu. In beiden hier dargestellten Fällen hat das Mg nach einem Zeitraum von 20 - 30 Jahren in wesentlich stärkerem Maße den Hauptwurzelraum verlassen als das weniger bewegliche Ca.

Abschließend läßt sich zusammenfassen, daß bei einer Anwendung von karbonatischen Mg-Düngern keine konservativen Anionen starker Säuren in das Ökosystem eingebracht werden und damit keine langfristig wirksamen Transportgradienten für Kationen etabliert werden. Vorübergehende Versauerungsschübe durch überschießende Nitrifizierung nach der Gabe feiner karbonatischer Kornfraktionen sind ein zeitlich auf ein bis wenige Jahre begrenztes, dennoch ernstes Risiko. In Baden-Württemberg wird dem dadurch Rechnung getragen, daß die Dosierung an dem standortsspezifischen Risiko ausgerichtet wird. Generell ist von einer zeitlich gestaffelten und in relativ kleine Gaben aufgeteilte Kalkung eine mittel- bis langfristige Erhöhung des N-Fixierungsvermögens unserer Standorte zu erwarten, ein im Hinblick auf die steigenden  $NO_x$ -Immissionen nicht zu vernachlässigendes Argument für karbonatische Meliorationsdüngungen.

## LITERATUR

- ALTHERR, E., EVERS, F.H. (1975): Magnesium-Düngungseffekt in einem Fichtenbestand des Buntsandstein-Odenwaldes. Allg. Forst- und Jagdztg. 146, 217-225.
- ANDERSON, F. (1986): Acidic deposition and its effects on the forests of nordic Europe. Water, Air and Soil Pollution 30, 17-29.
- BERDEN, M., NILSON, S.J., ROSEN, K. und TYLER, G. (19~S7): Soil acidification, extent causes and consequences. National Swedish Environment Protection Board Report 3292, 164 S.
- CRONAN, C.S. und AIKEN, G.R. (1985): Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park, New York. Geochimica et Cosmochimica Acta 49, 1697-1705.
- EVERS, F.H. und SCHÖPFER, W. (1988): Darstellung der Ernährungs- und Belastungsverhältnisse der Fichte - Ergebnisse der Belastungsinventur Baden Württemberg 1983. Allg. Forst- u. Jagdztg. 159, 146-154.
- EVERS, F.H. und KREBS, A. (1990): Wirkung saurer Niederschläge auf geschädigte und ungeschädigte Waldökosysteme sowie Prüfung waldbaulicher Maßnahmen zum Objektschutz. BMFT-Ber., FKZ 0339128B, 65 S.
- FEGER, K.-H. (1986): Biogeochemische Untersuchungen an Gewässern im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung atmogener Stoffeinträge. Freiburger Bodenkundl. Abhandlg. 17, 253 S.
- GÖTTLEIN, A. (1989): Ergebnisse einer mehrjährigen Erfassung von Waldzustand und Bodenacidität im Bereich des Forstamtes Rothenbuch. Posterbeitrag Intern. Waldschadenskongreß v. 2.-6.10.1989 in Friedrichshafen.
- GRIMM, R. und REHFUESS, K.-E. (1986): Kurzfristige Veränderungen von Bodenreaktion und Kationenaustauschigenschaften in einem Meliorationsversuch zu Kiefer (*Pinus sylv. L.*) auf Podsol-Pseudogley in der Oberpfalz. Allg. Forst- u. Jagdztg. 157, 205-213.
- HALLBÄCKEN, L., TAMM, C.O. (1986): Changes in Soil Acidity from 1927 to 1982-1984 in a Forest Area of South-West Sweden. Scand. J. For. Res. 1, 219-232.
- HILDEBRAND, E.E. (1986a): Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstwiss. Cbl. 105, 60-76.
- HILDEBRAND, E.E. (1988): Strukturgebundene, chemische Ungleichgewichte in Waldböden. Bulletin Bodenkundl. Ges. der Schweiz 12, 67-86.
- HÜTTL, R. (1986): Neuartige Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundl. Abhandlg. 16, 195 S.

- KENK, G., UNFRIED, P., EVERS, F.H., HILDEBRAND, E.E. (1984): Düngung zur Minderung der neuartigen Waldschäden. Auswertungen eines alten Dünungsversuches zu Fichte im Buntsandstein-Odenwald. Forstwiss. Cbl. 103, 154-170.
- RABEN, G. (1986): Kleinstandörtliche Differenzierung bodenchemischer Zustände und Prozesse und des Wurzelzustands. Forschungszentrum Waldökosyst. / Waldsterben d. Univ. Göttingen Reihe B, Bd 2, 104-192.
- REUSS, J.O., JOHNSON, D.W. (1986): Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters, Springer, Ecological Studies 59, New York, Berlin 119 S.
- SCHWERTMANN, U. (1962): Die selektive Kationensorption der Tonfraktion einiger Böden aus Sediment. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 97, 9-25.
- SCHÜLER, G. (1989): Kann eine Schutzkalkung die Bodenversauerung aufhalten? Allg. Forstztg. 35/36, 974-978.
- SÜSSER, P. (1987): Art, Menge und Wirkungsweise von Puffersubstanzen in Mineralbodenhorizonten forstlich genutzter Böden des Fichtelgebirges. Diss. TU München, Fak. f. Landw. u. Gartenbau, 135 S.
- ULRICH, B. (1966): Kationenaustausch-Gleichgewichte in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 113, 141-159.
- ULRICH, B., MATZNER, E. (1983): Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Luftreinhaltung Forschungsber. 104 02 615, 221 S.
- ZECH, W. und POPP, E. (1983): Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstwiss. Cbl. 102, 50-55.
- ZÖTTL, H.W. (1990): Ernährung und Düngung der Fichte. Forstwiss. Cbl. 109, 130-137.

# Der Ernährungszustand der Wälder in Ostdeutschland

Hans Joachim Fiedler

Sektion Forstwirtschaft, Bereiche Bodenkunde und Standortslehre  
Technische Universität Dresden, Pienner Strasse 8, D-8223 Tharandt

## Abstract: Nutritional status of forests in Eastern Germany.

*Norway spruce stands in montane regions of polluted areas show moderate Mg deficiencies together with typical SO<sub>2</sub>-damages, whereas heavy Mg deficiencies are linked to "montane yellowing"-symptoms. Mg deficiencies as well as Ca losses in case of needle yellowing can be mitigated or compensated by application of dolomitic limestone with MgO added. Especially in periods of photochemical stress Mg fertilization leads to improvement of leaf chlorophyll content. 2 tons of this type of fertilizer are appropriate to compensate present day pollution loads for 10 to 20 years. Ca and Mg application mitigates damage symptoms, but is no remedy against the sources of forest decline.*

## 1. Walderkrankungen und Magnesiummangel

### 1.1. Klassische und neuartige Waldschäden im Mittelgebirge und Hügelland

Die Nutzung von Braunkohle als Hauptenergiequelle in der ehemaligen DDR und im Böhmischem Becken führte zu einer hohen SO<sub>2</sub>-Belastung der Atmosphäre, deren Folgen u.a. im Erzgebirge und im Einflußbereich der Ballungsgebiete und Kraftwerke des Tieflandes untersucht wurden. Das Osterzgebirge gilt als klassisches SO<sub>2</sub>-Schadgebiet. In den Kammlagen und am Südhang dieses Gebirges ist unter Mitwirkung von Klimastreß (Frost, Wind) und tierischen Schädlingen (Borkenkäfer) die Fichte flächenhaft abgestorben, Wiederaufforstungen mit dieser Baumart erlitten das gleiche Schicksal. Obwohl im Erzgebirge seit vielen Jahrzehnten eine SO<sub>2</sub>-Belastung vorliegen dürfte, haben sich die Schäden erst seit etwa 1960 merklich verstärkt. Die bislang gemessenen SO<sub>2</sub>-Konzentrationen unterlagen der Geheimhaltung und bedürfen jetzt dringend der Auswertung. Da die vorliegenden Daten zur SO<sub>2</sub>- und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-Belastung sowie zum Schwefelhaushalt der Waldökosysteme nicht ausreichen, soll eine Gemeinschaftsforschung in Tharandt unter Mitwirkung der Institute für Bodenkunde und Waldernährung in München und Göttingen diesen Mangel beseitigen.

Der hohe Schwefeleintrag bedingt einen entsprechend hohen Sulfataustrag und trägt zur Auswaschung zunächst basischer Kationen, dann auch des Al-Ions bei. Die Folge sind im Erzgebirge stark saure, an Basen verarmte Böden, die im Oberboden häufig im Al-Pufferbereich liegen, und z.T. versauerte Fließgewässer mit hohem Sulfat- und Al-Gehalt. Es besteht die berechnete Hoffnung, daß künftig der SO<sub>2</sub>-Gehalt der Luft abnehmen wird, so daß die direkte Schädigung der Nadeln durch toxische Spitzenkonzentrationen in den oberen Lagen gegenüber anderen Streßfaktoren zurücktreten wird. In den mittleren und unteren Lagen dürfte die Senkung des SO<sub>2</sub>-Gehaltes zu einer Reduktion der Säure- und Sulfatbelastung und damit zu einer Vitalitätserhöhung der Fichte führen, was die Beibehaltung ihres Anbaues ermöglichen würde. Die erhoffte Vitalitätsverbesserung der Fichte im Erzgebirge setzt voraus, daß die SO<sub>2</sub>-Schädigung nicht durch die "montane Vergilbung" der Fichte abgelöst wird und sich die Ernährung optimurnah gestaltet, z.B. durch Senkung des atmosphärischen Stickstoffeintrages und Erhöhung des Angebots basischer Kationen über Verwitterung und Düngung. Die Auswirkung einer Abnahme der Bewirtschaftungsintensität in der Landwirtschaft bei gleichzeitiger Zunahme des Verkehrs auf den Stickstoffeintrag läßt sich schwer abschätzen. Bei der weitgehenden Erschöpfung des Basengehaltigen Sorptionskomplexes von Böden des Trophiebereiches "arm bis mittel" dürfte die natürliche Aufbasung selbst bei reiner Holzernte sehr lange Zeit erfordern. Andererseits war es der Fichte in der Vergangenheit bei reiner Luft möglich, sich bei ihrem langsamen Wachstum in den höheren Lagen trotz geringen Nährstoffangebotes optimal zu ernähren. In den letzten Jahren konnte jedoch im Tharandter Wald eine laufende Verringerung der Mg-Blattspiegelwerte bei Fichte beobachtet werden.

Die heutige SO<sub>2</sub>-Belastung im Erzgebirge nimmt nach Westen (Westerzgebirge, Vogtland) ab. Dafür ändert sich vermutlich die Schadgaszusammensetzung in Richtung NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> und Photooxidantien,

ersichtlich an dem Auftreten typischer Mg-Mangelchlorosen. Diese haben die Vitalität der Fichtenbestände z.B. im Eibenstocker Granitgebiet, erheblich gesenkt. Neuerdings wird hier Trichloressigsäure als Schadfaktor diskutiert.

Bei den weiter westlich gelegenen Mittelgebirgen Thüringer Wald und Harz dominiert die Hochlagenerkrankung der Fichte. In Teilen des Thüringer Waldes traten diese Schäden mit so hoher Intensität auf, daß die weitere Existenz des Waldes gefährdet schien. Im Laufe der letzten Jahre hat sich als Ergebnis günstiger Witterungsverhältnisse für die Fichte und forstlicher Gegenmaßnahmen die Situation gebessert, wenn auch die Chlorosen noch deutlich sichtbar sind. Die Vergilbung ist an eine stärkere Belichtung und an Mg-Mangel in den Nadeln gebunden, gleichzeitig ist der Verlust an Ca, teilweise auch an Zn (Mn, Fe) hoch, während N, P und K in der Regel im Normalbereich der Ernährung liegen. Überhöhte N-Gehalte der Nadeln verschärfen die Mg-Mangelsymptome. Da nicht sicher ist, wie lange die gegenwärtig günstige Entwicklung anhält, sollte die Zeit zur Verbesserung der Boden- und Bestandesverhältnisse genutzt werden. Die Schäden treten verstärkt ab den mittleren Lagen bis zu den Kammlagen, bevorzugt über sauren bzw. erdalkaliarmen Grundgesteinen sowie in durch Sturmschäden oder Schneebruch aufgelichteten Beständen bzw. Bäumen mit Gipfelbruch auf. Schwaches Angebot an Erdalkalien, insbesondere Mg, hohe Bodenazidität sowie verstärkte Belichtung bei gestörtem Wasserhaushalt und Ionentransport sind wesentliche Ursachen neben der Einwirkung von Photooxidantien mit der erleichterten Ionenauswaschung über eine Membranschädigung. Die Umstrukturierung der gesamten Wirtschaft sowie der Forstverwaltung hatte in Ostdeutschland die Schadensproblematik vorübergehend in den Hintergrund gedrängt, doch wird die systematische forstliche Schadensbekämpfung durch Kalkung inzwischen fortgesetzt. Im östlichen Teil des Harzes treten gleichfalls neuartige Waldschäden an Fichte auf, teils in Form der Chlorosen, teils in Form verstärkter Nadelverluste. Mg-Mangel in Fichtennadeln ist verbreitet, doch tritt extremer Mangel flächenmäßig auf Grund der meist besseren Trophie der Böden im Harz weniger hervor.

Während die montane Vergilbung der Fichte in West- und Ostdeutschland intensiv untersucht wurde, sind verbreitet auftretende Schäden am Assimilationsapparat der Buche wenig geklärt. Die Möglichkeiten zur Behebung durch Düngung sind gering, da kein eindeutiger bzw. extremer Mangel an einem Hauptnährstoff vorliegt, wenn auch eine Unterversorgung an Mg auf sauren Substraten wahrscheinlich ist.

In Muschelkalkgebieten ließ sich die in den letzten Jahren verstärkt auftretende Chlorose der Gemeinen Kiefer nicht auf Mg-Mangel oder ein gestörtes Ca/K-Verhältnis zurückführen, die chlorotischen Kiefern wiesen jedoch eine gestörte Spurenelementernährung auf, ohne daß der typische Fe- oder Mn-Mangelbereich vorlag. Die eigentlichen Ursachen sind unbekannt, bedürfen aber wegen der sich ausbreitenden Erscheinung dringend der Bearbeitung.

Die Situation auf dem Gebiet der Forstdüngung und Melioration im Mittelgebirge und Hügelland ist durch eine Verschiebung von der früheren Stickstoffdüngung zur Mg-Düngung und zur meliorativen Entsauerung der Gebirgsböden mittels Kalk gekennzeichnet. Das Abflauen der Schäden bei Fichte hat Zweifel an der Bodenversauerung als Hauptursache aufkommen lassen. Der Witterungskomplex verdient zweifellos für die Ausprägung der Chlorosen stärkere Beachtung, wurde aber bisher auch schon indirekt über Strahlung und Stoffaufnahme berücksichtigt. Die Zustandserfassung und -verbesserung der Waldböden sollte deshalb nicht vernachlässigt werden.

## 1.2. Klassische und neuartige Waldschäden im ostdeutschen Tiefland

Ein durch SO<sub>2</sub>, aber auch andere Schadstoffe, schwer belastetes Gebiet ist die Dübener Heide. Durch kraftwerksbürtige stärkere Ascheanwehung wurden die dortigen Kiefernstandorte in den vergangenen Jahrzehnten reichlich mit Erdalkalien versorgt. Die Ökosysteme können daher den Säureeintrag im Kronen- und Wurzelraum abpuffern. Durch die stärkere Filterung der Rauchgase in den letzten Jahren nimmt die Azidität langsam wieder zu. Die unter diesen Bedingungen sowie durch zusätzliche anorganische und organische Immissionen des Industrieballungsgebietes um Bitterfeld bei Kiefern verstärkt auftretende Vergilbung und der beschleunigte Nadelverlust haben zwar die Photobleichung und Verlichtung der Kronen mit der Fichte im Gebirge gemeinsam, müssen aber auf Grund

abweichender Standortfaktoren und Symptomkomplexe sowie abweichender Ernährungsbedingungen getrennt betrachtet werden. Ein Zusammenhang scheint mit der seit langem bekannten Winterchlorose der Kiefer zu bestehen, die vor einigen Jahren in extremer Form auftrat und wie die Hochlagenerkrankung der Fichte inzwischen an Intensität zurückging. Die Dynamik der Nadelspiegelwerte wurde zusammen mit dem Chloroseverlauf und den Benadelungsverlusten für einen Nadeljahrgang von der Bildung bis zum Abfall verfolgt. Die Chlorosen wiesen Beziehungen zum Wasser-, Kalium- und Sulfatgehalt der Nadeln auf, ohne daß der typische K-Mangelbereich erreicht wurde. Damit liegen auch in der Dübener Heide vom früheren Bild abweichende Schäden vor. Ging es doch früher um die Erhöhung der Bestandesstabilität durch Stickstoffdüngung zur Verbesserung der N-Nadelspiegelwerte und des Benadelungszustandes. Heute ist die Stickstoffernährung mit Ausnahme mancher Kulturen gut bis sehr gut, teils werden die Optimalwerte sogar überschritten. Auf Grund des Ascheeintrages sind Ca und Mg in der Dübener Heide keine begrenzenden Elemente. Andere Gebiete des Tieflandes weisen aber auch stark versauerte, erdalkaliarme Böden auf.

Die Untersuchungen gingen zunächst von der Möglichkeit einer Kiefernenschädigung durch Sommersmog aus, für dessen Bildung in strahlungsintensiven Sommern im Einwirkungsgebiet des Ballungsraumes Bitterfeld gute Voraussetzungen bestehen (Stickoxide, Kohlenwasserstoffe,  $\text{SO}_2$ ). Hohe Ozonkonzentrationen in der bodennahen Luft sind bei Sonnenschein wahrscheinlich, Meßwerte liegen jedoch nicht vor, doch dürfte mit Werten von 60 - 80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Luft Grundbelastung im Sommer mit Spitzenwerten zu rechnen sein. Eindeutige Beziehungen zum schlechten Gesundheitszustand der Kiefer konnten jedoch, vermutlich witterungsbedingt, im Untersuchungszeitraum nicht gefunden werden. Die Winterchlorose in ihrer heute wahrscheinlich verstärkten Ausprägung wird von  $\text{O}_3$ -Konzentrationen begleitet, die etwa um 20 und mehr  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Luft tiefer liegen dürften.

## **2. Therapie anthropogen bedingten Magnesiummangels**

### **2.1. Mg-Düngung zur Bodensanierung und Verbesserung des Ernährungszustandes**

#### **2.1.1. Mittelgebirgsraum**

Der unterschiedliche Schädigungsmechanismus durch  $\text{SO}_2$  bzw. Photooxidantien spiegelt sich in der chemischen Zusammensetzung der Fichtennadel wieder. Während diese im  $\text{SO}_2$ -Gebiet bei Mg nur leicht unterversorgt ist, besteht im Einflußbereich der Photooxidantien ein krasser Mg-Mangel, kombiniert mit einem hohen Verlust an Ca, teilweise auch an Zn, während N und P nicht beeinflußt bis leichterhöht sind. Die Voraussetzungen für eine Therapie durch Düngung und ihre Erfolgsaussichten sind also im Osterzgebirge als dem klassischen  $\text{SO}_2$ -Immissionsgebiet und in den übrigen Mittelgebirgen Ostdeutschlands mit dem teilweisen Auftreten der Hochlagenerkrankung der Fichte unterschiedlich.

Im Osterzgebirge ist bis auf die flächenmäßig unbedeutenden Standorte über basischen Grundgesteinen das petrographisch bedingte Angebot an Erdalkalien gering bis mäßig (saure Ergußgesteine, Gneis, Lößlehm; Trophiestufen A bis M). Natürliche wie bewirtschaftungsbedingte Faktoren führten hier über viele Jahrzehnte zu einer Basenverarmung der Böden, die durch den verstärkten atmogenen Säureeintrag der letzten 30-40 Jahre beschleunigt wurde. Der Boden ist im gesamten Hauptwurzelraum stark sauer (Grenze von Austausch zu Aluminium-Pufferbereich) und der Sorptionskomplex mit Al- und H-Ionen extrem angereichert. Ca, Mg und K treten sehr stark zurück. Die Fichte ist zwar an basenarme, saure Standorte angepaßt und gegen hohe Al- und Mn-Angebote weitgehend resistent, doch bezieht sich diese Feststellung auf Zeiten, in denen die Atmosphäre weniger belastet und der Assimilationsapparat nicht geschädigt war. Die Nadeln sind heute durch erhöhte  $\text{SO}_2$ -Konzentrationen, Säureangriff und Basenauswaschung sowie erhöhte Schwefelgehalte belastet. Unter diesen Bedingungen wirkt sich ein stärkeres Erdalkaliangebot im Wurzelraum positiv auf die Widerstandskraft der Bäume aus, indem der Al-Streß der Wurzeln gesenkt und das zur Neutralisierung der Säure im Kronenraum benötigte Ca leichter aufgenommen wird.

Im Thüringer Wald sowie den anderen Mittelgebirgen mit neuartigen Waldschäden hat sich die Basensättigung der Böden gleichfalls verschlechtert. Dies wird daran deutlich, daß sich die frühere

Einteilung in 5, nach dem Gesamt-Ca-Gehalt des Oberbodens unterscheidbaren Trophiestufen nicht mehr bewährt und zumindest in den Schadgebieten durch eine Zweiteilung (Stufen A bis M sowie K + R) ersetzt werden muß. Die Ernährungssituation ist hier besonders angespannt, einmal durch verbessertes Wachstum als Folge erhöhten Stickstoff- und CO<sub>2</sub>-Angebotes, andererseits durch verstärkte Nährstoffauswaschung aus den Nadeln als Folge der kombinierten Oxidantien- und Säurewirkung und der geringen Basennachlieferung aus dem Boden. Der Mg-Grenzwert in den Nadeln wird unterschritten, so daß es zur Ausbildung einer Chlorose kommt. Die Mg-Anlieferung hängt dabei, einen konstanten sauren Pufferbereich vorausgesetzt, von der Bodenfeuchte und damit der Witterung sowie vom düngungsbedingten Angebot ab. In gleicher Richtung wirken sonnenscheinarme Perioden durch die Senkung des Photooxidantiengehaltes der Luft.

Gemeinsamkeiten beider Schadausbildungen bestehen darin, daß Mangel an N, P und K nicht oder nur selten auftritt und die Mg-Ernährung labil ist, sich laufend verschlechtert oder sich im Mangelbereich befindet.

Bei der Hochlagenerkrankung der Fichte kommt eine offensichtliche Ca-Verarmung hinzu. Solange die Belastung durch Luftverunreinigungen bestehen bleibt, kann daher langfristig und witterungsunabhängig eine Verbesserung des Ernährungs- und Vitalitätszustandes in beiden Schadgebieten nur durch eine bessere Ca-Mg-Versorgung über Bestandesdüngung oder eine entsprechende Sanierung der Sorptionskomplexe erfolgen.

Die schnelle, kurzfristig wirksame Mg-Zuführung durch Blattdüngung kann nur ein Notbehelf in Extremsituationen sein. Die Verbesserung des Ernährungszustandes hat in der Regel über den Boden zu erfolgen, sei es durch leichtlösliche Mg-Salze, Mg-reiche organische Stoffe oder dolomitische Kalke. Anzustreben ist meist die gleichzeitige Entsauerung und Erdalkalienreicherung des Bodens, möglichst im gesamten Hauptwurzelbereich.

Während diese Maßnahmen für den Einzelbestand bei gezielter Anwendung akzeptiert werden, bestehen für die großflächige Anwendung und insbesondere für Meliorationen in der Forstwirtschaft gefühlsmäßige Hemmungen, aber auch sachliche Bedenken. Großflächige Kalkungen sind nur dort vertretbar, wo ihre Notwendigkeit zuvor wissenschaftlich durch Boden- und Blattanalysen bzw. Düngungsversuche begründet wurde und eine flächenmäßige Verallgemeinerung über geeignete Standortskarten möglich ist. Bei diesen Kalkungen sind Nebenwirkungen auf die Umwelt zu beachten, z.B. Einflüsse auf die Wasserqualität oder geschützte Organismen. Deshalb wurden Oberflächenkalkungen in Beständen auf 2-3t CaCO<sub>3</sub>/ha beschränkt, die für den Mineralboden keine durchgreifende oder bleibende Wirkung haben, wenn sie auch die biologische Tätigkeit im Auflagehumus merklich verbessern. Eine solche Kalkung verhindert insgesamt nur die weitere Versauerung für 10 bis 20 Jahre. Diese Schutzmaßnahme gegen weitere Versauerung bei gleichzeitig verbessertem Angebot an Ca und Mg sollte für geschädigte und gefährdete Waldökosysteme trotz mäßiger Förderung der Nitratbildung befürwortet werden. Sie wurde in Ostdeutschland im Thüringer Wald mit dolomitischem Kalk auf allen geeigneten Standorten durchgeführt. Im Westerzgebirge wurde in Gebieten mit neuartigen Waldschäden mit der Kalkung zu Zeiten der DDR begonnen, jetzt werden diese Maßnahmen unter Einbeziehung des Osterzgebirges fortgesetzt.

Die Bodenmelioration in Form von Bodenverarbeitung und Kalkung beschränkte sich dagegen bisher auf einen sehr geringen Teil der Aufforstungsfläche. Entsprechende Verfahren wurden für die verschiedenen Höhenstufen (Hügelland, untere Berglagen, obere Berglagen) entwickelt, wobei eine Umstellung auf Plantagenwirtschaft einschließlich Fichte im Hügelland und eine Umstellung auf Laub- oder Mischwald im Gebirge angestrebt wird. In diesen Fällen gelangten Kalkmengen von 6 und mehr Tonnen sowie zusätzlich K- und P-Dünger zur Anwendung. Solche kombinierten Meliorationen werden versuchsmäßig seit wenigen Jahren auch in den am schwersten geschädigten Gebieten der höheren Lagen des Erzgebirges erprobt, doch stößt man hier auf erhebliche technische Schwierigkeiten, die zu Zeiten der DDR nur durch einen eigenen Maschinenbau der Forstbetriebe z.T. überwunden werden konnten. Erwähnt seien der starke Grasfilz auf Kahlschlägen von abgestorbenen Fichtenbeständen, die mächtige Humusdecke und der hohe Steingehalt der Böden. Während in den Fichtenschadgebieten gezielte Anbau-, Düngungs- und Meliorationsversuche laufen, sind im Falle geschädigter Buchen- und Kiefernbestände im Mittelgebirge und Hügelland nur tastende Versuche zu erwähnen.

### 2.1.2. Tiefland

Für die stark immissionsgeschädigten Kiefernbestände steht die Beseitigung der dichten Grasdecke, das Unterbauen mit Buche und Eiche sowie die Düngung mit P und K an. Die Versorgung mit Ca und Mg kann örtlich durch Eintrag von Kraftwerksasche überreichlich, in davon nicht betroffenen Gebieten dagegen gering sein. Großflächige Maßnahmen nach einheitlichem Konzept sind hier nicht vertretbar, wenn sie auch im Falle des Kaliums seitens der Praxis versucht wurden. Vielmehr gilt es, die räumlich stark wechselnden Immissionsbedingungen zu beachten. Ein wesentliches Problem sind im Tiefland die Stickstoffeutrophierung und örtliche  $\text{NH}_3$ -Schädigung der Bestände sowie die über Gülle, Düngemittel und Biozidestärke landwirtschaftliche Einwirkung auf die Waldrandzonen. Die z.Z. forstlich nicht beherrschbare Schädigung der Kiefer erfordert eine generelle Senkung der von Industrie und Landwirtschaft ausgehenden Belastung in Form von  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  und organischen Verbindungen sowie  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ . Der Stickstoffeutrophierung kann forstlich begrenzt begegnet werden durch eine harmonische Ernährung bei hohen Nadelspiegelwerten, durch eine N-Fixierung in der organischen Bodensubstanz oder einen N-Austrag über verstärkte Biomasseentzüge, schließlich noch durch einen Wechsel zu Kiefernbeständen mit Laubholzunterbau bzw. reinen Laubwäldern.

Unabhängig von der heutigen Immissionssituation gibt es im Tiefland Mg- bzw. MgK-Mangelstandorte, die quartärgeologisch sowie durch frühere landwirtschaftliche Nutzung bedingt sind. Auf ihnen wurde für verschiedene Baumarten bereits früher die Mg- bzw. KMg-Düngung in Salzform erfolgreich erprobt.

## 2.2. Zur Entwicklung von Forstdüngemitteln für Immissionsgebiete

### 2.2.1. Düngemittel für die Pflanzenanzucht

Das flächenmäßige Absterben der Fichtenbestände durch Immissionswirkung zog einen hohen Bedarf an jungen Pflanzen für die Aufforstung nach sich, der mittels teilautomatisierter Anlagen zur Pflanzenanzucht gedeckt wird. Da in den Schadgebieten die jungen Pflanzen vital sein müssen, um den Pflanzenschock unter Umweltstreß zu überwinden und mit dem Gras zu konkurrieren, wird auf eine gute Ernährung und ausreichende Größe derselben Wert gelegt. Teilweise werden deshalb auch ältere Pflanzen und solche mit großem Wurzelballen zur Aufforstung unter schwierigen Bedingungen eingesetzt. Um diesen Anforderungen gerecht zu werden, wurden, angeregt durch die Fertilin Düngetabletten, in Zusammenarbeit mit dem Düngemittelwerk in Coswig und dem damaligen Institut für Anwendungsforschung der Agrochemie in Cunnersdorf bei Leipzig langsam lösliche N- und PK-Düngemittel auf abweichender stofflicher Grundlage entwickelt. Deren einmalige Zugabe zu Torfsubstrat sichert die Ernährung der angezogenen Sämlinge für 2 bis 3 Jahre unter praktischen Anzuchtbedingungen. Ein NPK-Dünger auf dieser Basis ist gleichfalls möglich, wurde aber zunächst nicht angestrebt. Als N-Dünger kann ein geeignetes Harnstoff-Formaldehyd-Kondensat, als PK-Dünger ein geeignetes Kalisinterphosphat dienen. Eine mögliche Zugabe von Mg, z.B. als  $\text{MgNH}_4\text{PO}_4$ , oder von Zn erweist sich in der Regel als nicht notwendig. Trotz des Einsatzes relativ billiger Rohstoffe und des Wechsels von Tabletten zu maschinell besser dosierbaren Granulaten sind die Produkte teuer, was aber im Baumschulbetrieb ökonomisch verkraftet werden kann. Zudem lassen sich die Kosten unter den neuen ökonomischen und technischen Bedingungen sicher reduzieren. Der Wachstums- und Qualitätseffekt war im Praxiseinsatz überzeugend. Im Prinzip wäre der PK-Dünger für die Begründung von Laubwaldkulturen in  $\text{SO}_2$ -Gebieten gut geeignet, da er chlorid- und sulfatfrei ist. Er wird auf wenigen Versuchsflächen im Erzgebirge getestet.

### 2.2.2. Kalke auf Dolomit- und Magnesiumoxidbasis, Flüssigdünger

Für die Bestandesdüngung galt es, bodenkundlich, ernährungsphysiologisch und technologisch geeignete Kalkdünger zu entwickeln. Wegen der großen Mengen, die bei der Melioration stark saurer Böden im Mittelgebirge und Hügelland benötigt werden, können nur billige Massenkalk eingesetzt werden, wobei Mg-haltige bzw. dolomitische Kalke oder Mergel zu bevorzugen sind, wie z.B. der

auch in der Landwirtschaft eingesetzte Kamsdorfer Mg - Mergel mit 10 % Mg, 21 % Ca und 51 % basenwirksamen Bestandteilen als Ca. Für die Streuqualität dieses Kalkes ist der Erhalt seiner natürlichen Feuchtigkeit wesentlich. Die Schnelligkeit der Kalkumsetzung hängt von dem Korngrößenspektrum und der Art des Kalkes ab. Die Löslichkeit sollte möglichst hoch sein, da diese Naturkalke eine lange Anlaufphase in ihrer Wirkung haben.

Speziell auf die neuartigen Schäden bei Fichte zugeschnittene synthetische, Mg-haltige Kalkdüngemittel haben den Charakter von Therapeutika und können zufolge ihres höheren Preises auch nur in geringeren Mengen, wie zur Oberflächenkalkung von Beständen, der Pflanzlochdüngung oder Einzelbaumdüngung, eingesetzt werden. Variationsmöglichkeiten hinsichtlich Ca und Mg bestehen in der Umwandlung des Dolomits  $\text{CaCO}_3 \text{ MgCO}_3$  in halbgebrannten Dolomit  $\text{CaCO}_3 \text{ MgO}$ , aber auch in der Zumischung von Kieserit  $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$  oder MgO (gebrannter Magnesit  $\text{MgCO}_3$ ) zu Dolomit. Letztere Möglichkeit wurde im "Walddünger-Mg" realisiert (18,0 % Ca, 13,5 % Mg, davon 2 - 5 % Mg leichtlöslich (DD-PS 271 424)). Der Vorteil gegenüber einer Dolomit-Kieserit-Mischung liegt u.a. in dem Fehlen säurebildender Anionen und der löslichkeitsbedingt länger wirksamen zugesetzten Komponente. Aus dem durch Vermahlung (0 - 0,63 mm) hergestellten, feinkörnigen, trockenen Material, das sich zum Verblasen gut eignet, kann ein granulierter, staubfreier Dünger (Aggregate von 1 - 5 mm) für die Ausbringung mit Düngerstreuern oder Flugzeugen hergestellt werden. Als Granulierhilfe werden Mg-haltige, mikrobiologisch abbaubare, organische Stoffe eingesetzt, die vermutlich die Mg-Aufnahme der Wurzel fördern (DD-PS 32947-1, DD-PS 329471 8). Die Granulate zerfallen im Wasser oder in schwachen Säuren schnell in ihre Primärteilchen. Anorganische Granulierungsverfahren der mit MgO angereicherten Kalke führten zu Produkten geringerer Qualität bezüglich Homogenität in Körnung und Festigkeit sowie gleichbleibender Löslichkeit.

Versuche mit Walddünger-Mg im Fichtenanbauggebiet der Mittelgebirge (Harz, Thüringer Wald, Erzgebirge) wiesen eine verstärkte Mg-Aufnahme der Fichte nach. Das MgO wirkte bereits im Anwendungsjahr, so daß auch bei akuten Schäden zusätzliche Gaben von Mg-Salzen oder Mg-Flüssigdüngern nicht erforderlich sind. Die Kombination einer leicht- und schwerlöslichen Komponente, die auch bei der gleichfalls gut wirksamen Dolomit-Kieserit-Kombination vorliegt, erweist sich als prinzipiell richtig. Die alleinige Anwendung von Kieserit führt zwar zu einem unerwünschten Säureschub, erhöht aber das Mg-Angebot für wenige Jahre. Bei alleiniger MgO-Gabe reicht deren basischer Effekt nicht aus, um das Al vom Sorptionskomplex zu verdrängen und unlöslich zu machen. Auf sauren Böden ist daher eine Kombination mit Dolomit zu bevorzugen.

Die in der ehemaligen DDR großflächig eingesetzten, vom Flugzeug ausgebrachten, Mg-haltigen Flüssigdünger waren als schnellwirkende Ergänzung zum getrennt ausgebrachten dolomitischen Mergel gedacht. Sie wiesen eine unsichere Wirkung wegen der bei Regen geringen Haftfestigkeit des Produktes auf. Das von den Ausgangssubstanzen her billige und einfache Produkt, ein Ligninsulfonat mit Zusatz von Mg-Salzen, wurde in Mengen von etwa 10 kg Mg/ha ausgebracht. Seine Wirksamkeit war vermutlich auf ein Jahr beschränkt. Die Entwicklung eines geeigneteren Produktes wurde durch den Strukturwandel der Industrie unterbrochen. Die gegenwärtige Schadsituation läßt aber den Einsatz von Flüssigdüngern nicht sinnvoll erscheinen, was jedoch die vorsorgliche Entwicklung geeigneter Präparate nicht ausschließen sollte.

### 2.2.3. Düngung mit MgO-haltigem dolomitischem Kalk

Durch den Einsatz des Walddünger-Mg zu Fichtenkulturen im  $\text{SO}_2$ -Immissionsgebiet (Erzgebirge, Elbsandsteingebirge) stieg der Mg-Gehalt in 1- und 2jährigen Nadeln stärker als der Ca-Gehalt im Verlauf von 1 - 1 1/2 Jahren an. Ein ähnliches Ergebnis wurde bei 2 - 5jährigen Kulturen und bei Fichtenbaumholz im Gebiet neuartiger Schäden im Westerbirge und Thüringer Wald erzielt. Kalkmergel als Standard wirkte erst schwach nach 3 Jahren. Im Harz sprachen 1 - 5jährige Fichtenkulturen sowie eine Rotbuchenkultur gleichfalls schnell im Mg-Nadelspiegel auf die Düngung mit Dolomit+MgO an, sie erreichten den mangelfreien Mg-Ernährungszustand. In etwa 20 Versuchen mit Walddünger-Mg konnte eine schnelle und bisher über 5 Jahre anhaltende Mg-Wirkung nachgewiesen werden, wobei die Wirkung der vergleichsweise geprüften Substanzen Dolomit, Dolomit plus Kieserit sowie Kieserit übertroffen wurde. Die eingangs erwähnte klimatisch

bedingte Erholungsphase geschädigter Wälder sollte daher genutzt werden, die Fichtenbestände durch eine Mg-Düngung gegen mögliche künftige Belastungen zu stärken. In dem Maße, wie der Zeitfaktor an Bedeutung verliert, kann sich das Gewicht von Blatt- zu Bodendüngern und von leicht- zu schwerlöslichen Produkten verlagern, so daß prophylaktische Düngungen insgesamt kostengünstiger als therapeutische sind.

Düngung mit Mg-haltigen Kalken verbessert nachweislich nicht nur den Mg-, sondern auch den Chlorophyllgehalt. Letzterer schwankt von Jahr zu Jahr, so daß eine natürliche Wiederergrünung möglich ist, ohne daß sich die Mg-Versorgung grundlegend verbessert. Die Wirkung der Mg-Dünger auf den Pigmentgehalt ist in Jahren mit erheblichem photochemischem Streß am größten.

Die Mg-Düngung führt zwar zu einer Verbesserung des Mg-Ernährungsstatus, dieser bleibt aber häufig unter dem Ernährungsoptimum bzw. dem Mg-Gehalt der Nadeln vor Einsetzen der 'neuartigen Schäden'. Dies weist darauf hin, daß bei Fortbestehen der immissionsbedingten Einwirkungen auf die Nadeln eine echte Revitalisierung nicht möglich ist, sondern nur das Ausmaß der Schädigung reduziert werden kann. Deshalb stellt die therapeutische Mg-Düngung nur eine Überbrückungsmaßnahme bis zur ausreichenden Senkung der Luftbelastung dar.

### Literatur

- Baldauf, L., (1991) : Untersuchungen zur Kationenaustauschkapazität und Kationenbelegung des Sorptionskomplexes saurer Waldböden über Silikatgesteinen des Erzgebirges und seines Vorlandes. Dissertation TU Dresden, Tharandt.
- Baronius, G., Fiedler, H. J., u. Heinze, M., (1990): Zur Nährelementdynamik in Kiefernadeln im Immissionsgebiet Dübener Heide. Mengen- und Spurenelemente, Arbeitstagung Leipzig, 231-238.
- DD-PS 271 424, (6.9.1989): Mittel zur Erdalkalidüngung von Gehölzen. AfEP d. DDR, Berlin.
- DD-PS 329 471 1, (12.6.1989): Organo-mineralische Düngemittel. AfEP d. DDR, Berlin.
- DD-PS 329 471 8, (12.6.1989): Verfahren zur Herstellung eines granulierten, nichtstaubenden Erdalkalidüngers. AfEP d. DDR, Berlin.
- Fiedler, H. J., u. Katzschner, W., (1990): Verlauf des Ernährungszustandes junger ungedüngter und gedüngter Koniferenbestände des Tharandter Waldes. Beiträge f.d. Forstwirtschaft. 24, 26 -31.
- Fiedler, H. J., Leube, F., u. Nebe, W., (1988): Erste Ergebnisse einer Düngung mit MgO-haltigem dolomitischen Kalk zur Minderung von Immissionsschäden in Fichtenbeständen. Forst u. Holz, Hannover 43, 398-400.
- Leube, F., Nebe, W., Jentzsch, S., u. Lemnitzer, B., (1990): Reaktion des Nährstoff- und Pigmenthaushaltes eines immissionsbelasteten Fichtenbestandes auf Düngung mit Kalk und Kieserit. Forst u. Holz, Hannover 45, 477-480.
- Leube, F., Nebe, W., Jentzsch, S., u. Fiedler, H. J., (1990): Zur Wirkung eines MgO-haltigen Dolomitkalkes auf Forstkulturen in Immissionsgebieten. Forst u. Holz 45, 624-625.
- Nebe, W., Ilgen, G., Leube, F., Hofmann, W., Stransky, N., u. Fiedler, H. J., (1987): Ernährung von Fichtenbeständen bei qualitativ unterschiedlichen Immissionen. Beitr. f.d. Forstwirtschaft. 21, 77-84.

# Der Ernährungszustand der Wälder in Österreich

Klaus Stefan

Institut für Immissionsforschung und Forstchemie

Forstliche Bundesversuchsanstalt

A-1131 WIEN, Seckendorff-Gudent-Weg 8

## Abstract: Nutritional status of Austrian forests

*Since 1983 data from needle analysis for the macronutrients N, P, K, Ca and Mg, obtained from a dense sampling grid (Österreichisches BioIndikatorNetz - BIN), are available to derive information on the nutritional status of Austrian forests. Insufficient nutrition is found mainly with N, P and Mg. Good nitrogen supply is restricted to the northern parts of Upper and Lower Austria, Mg deficiencies are observed in parts of Upper Austria and Vorarlberg. Between 1983/84 and 1988 the magnesium status has improved. Harmonic nutrition, as indicated by selected nutrient ratios, was determined for 53,4 % (N/P), 69,7 % (N/Mg) and 61,8 % (Ca/Mg) of the sampled points. Considerable differences of nutrient contents and nutrient ratios between regions were observed.*

## Einleitung

Von der Forstlichen Bundesversuchsanstalt wurden bis 1982 chemische Nadelanalysen zur Feststellung der Nährelementversorgung nur lokal beziehungsweise regional im Zusammenhang mit Schädigungen oder waldwachstumkundlichen Fragen durchgeführt. Unter dem Eindruck sichtbarer Streß-Symptome an Waldbäumen wurde 1982 mit der Planung eines bundesweiten Bioindikatornetzes begonnen. Dieses Netz wurde 1983 in Zusammenarbeit mit den Forstbehörden der Bundesländer eingerichtet und seither die ausgewählten und dauerhaft markierten Bäume jährlich beprobt, um an Hand von Nadelanalysedaten Aussagen über Stand und Entwicklung von Immissionseinwirkungen (SO<sub>2</sub>, HF) treffen zu können. In den Proben des Bioindikatornetzes werden aber nicht nur akkumulierbare Schadstoffe bestimmt, sondern im jüngsten Nadeljahrgang auch die Hauptnährelemente Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium um Änderungen der Nährelementversorgung, die mit Immissionseinwirkungen zusammenhängen könnten (leichtere Auswaschbarkeit, erhöhte Stickstoffeinträge), dokumentieren zu können (BOSCH et al. 1983; REHFUESS 1983; ZECH u. POPP 1983; ZÖTTL u. MIES 1983; ZÖTTL u. HÜTTL 1985). Die Daten des flächendeckenden Bioindikatornetzes, von denen bisher die Proben der Entnahmen von 1983 bis 1988 hinsichtlich der Nährelementgehalte analysiert werden konnten, erlauben darüber hinaus aber auch eine Abschätzung des Ernährungszustandes der Nadelwälder in Österreich.

## Planung des Bioindikatornetzes und Probenahme

Da in Bayern seit 1977 - nicht zuletzt über Anregungen aus Österreich ein flächendeckendes Bioindikatornetz mit einem Grundnetz von 16 x 16 km bestand, wurde für Österreich auch dieser Abstand - welcher später von der ECE als Mindestdichte von Monitoring-Netzen übernommen wurde - gewählt und eine Ankoppelung vorgenommen. Das **systematische Grundnetz** (n=317) wurde im Einflußbereich von Ballungsgebieten und zur Erfassung der Immissionsverhältnisse unter vorgegebenen topographischen Verhältnissen verdichtet, wobei in flacheren Teilen eine systematische und im Gebirge eine den Talverläufen angepaßte Verdichtung vorgenommen wurde. Vom "Netz 83" stehende Werte von 852 Probepunkten inklusive 309 Grundnetzpunkten für die Jahre 1983 bis 1988 zur Verfügung. In den Jahren 1984 und vor allem 1985 wurde das Netz erweitert und umfaßte ab 1985 fast 1500 Probepunkte ("Netz 85" 1985 bis 1988, n=1460). An den Probepunkten wurden jeweils zwei herrschende oder vorherrschende Bäume ausgewählt, die jährlich im Herbst (Ende September/Anfang Oktober) im obersten Kronenteil (6./7.Quirl) beprobt wurden. Da Österreichs Wald mit rund 60 Prozent von Fichte (*Picea abies*) bestockt ist,

wurde diese Baumart- wo immer möglich - als Indikatorbaumart ausgewählt; im sommerwarmen Osten Österreichs - wo Fichte nicht immer vertreten ist wurden auch Kiefern (*Pinus sylvestris* und *Pinus nigra*) in die Untersuchung einbezogen.

## Ergebnisse des Bioindikatornetzes

### Klassifikation der Ergebnisse des Gesamtmaterials der Netze

Für eine erste Beurteilung und lagemäßige Darstellung der Nährelementversorgung an Hand der Daten des Nadeljahrganges 1 (im Entnahmejahr gebildet) wurden die in **Tabelle 1** (GUSSONE 1964) angeführten Werte herangezogen und die Analysedaten der fünf untersuchten Elemente drei "Versorgungsklassen" (mangelhaft, nicht ausreichend, ausreichend) zugeordnet, wobei sich die in **Tabelle 2** ausgewiesenen Häufigkeitsverteilungen beim Grundnetz und dem "Netz 83" für die Jahre 1983 bis 1988 und dem "Netz 85" für 1985 bis 1988 ergaben.

Tabelle 1: Beurteilungswerte der Nährelementversorgung (Nadeljahrgang 1)  
*Threshold values for mineral tree nutrition (deficient, insufficient, sufficient) of Norway spruce and Scotch pine (contents in current years needles)*

Nährstoffversorgung	N	P	K %	Ca	Mg
<i>Fichte (Picea abies)</i>					
(1) mangelhaft	<1,30	<0,11	<0,33	<0,10	<0,07
(2) nicht ausreichend	1,31	0,12	0,34	0,11	0,08
	-1,50	-0,13	-0,42	-0,36	-0,11
(3) ausreichend	>1,50	>0,13	>0,42	>0,36	>0,11
<i>Kiefer (Pinus sylvestris)</i>					
(1) mangelhaft	<1,30	<0,11	<0,42	<0,05	
(2) nicht ausreichend	1,31	0,12	0,43	0,06	
	-1,60	-0,13	-0,50	-0,29	
(3) ausreichend	>1,60	>0,13	>0,50	>0,29	>0,06

Sowohl beim Grundnetz als auch bei den verdichteten Netzen bestand vor allem ein **Mangel an Stickstoff**, gefolgt von einer mangelhaften **Phosphorversorgung**. Eine mangelhafte Versorgung mit Kalium beziehungsweise Magnesium bestand dagegen in weit geringerem Umfang und eine mangelhafte **Calcium-Versorgung** nur vereinzelt.

Wenn man dagegen die **Unterversorgung** ("Versorgungsklassen" mangelhaft + nicht ausreichend) als Beurteilungskriterium verwendet, dann kommt es zu einer anderen Reihung der Elemente: **Stickstoff** nimmt zwar auch bei der Unterversorgung die erste Position ein, wird aber diesmal gefolgt von **Magnesium**; die Unterversorgung mit **Calcium** übertrifft in Einzeljahren die mit **Phosphor**, während der Anteil der Probepunkte mit einer Kalium-Unterversorgung höchstens 9 Prozent erreichte ("Netz 83" im Jahre 1988).

Die Veränderungen der nach den Werten in Tabelle 1 beurteilten Versorgung im Verlauf der Untersuchungsjahre waren bei den drei Netzen für die einzelnen Elemente weitgehend gleich; bei den einzelnen Elementen war dagegen ein unterschiedlicher Verlauf festzustellen. So erreichte der Anteil der Punkte mit einer mangelhaften Stickstoffversorgung bei allen Netzen 1987 den höchsten Wert; dies war bei Phosphor nach den Werten des Grundnetzes beziehungsweise des "Netzes 83" im Jahre 1984 der Fall. Während bei Phosphor durch eine deutliche Abnahme des Punkteanteils mit einer mangelhaften Versorgung von 1984 bis 1986 und von 1987 auf 1988 und einer gleichzeitigen Zunahme des Punkteanteils mit einer ausreichenden Versorgung eine

Verbesserung zu verzeichnen war, konnte dies bei Stickstoff, bei dem nur 1985 weniger als 80 Prozent eine Unterversorgung aufwiesen, nicht festgestellt werden. Ähnlich wie bei Phosphor kam es auch bei Magnesium nach den Ergebnissen des Grundnetzes bzw. des "Netzes 83" im Verlauf der Jahre (mit einer Unterbrechung im Jahre 1987) zu einer Abnahme der Punkteanteile mit Mangel oder einer nicht ausreichenden Versorgung; in allen Netzen erreichte der Punkteanteil mit einer ausreichenden Magnesium-Versorgung 1988 den bisher höchsten Wert (65 bis 70 Prozent der Netzpunkte). Im Gegensatz zu Phosphor und Magnesium kam es bei Calcium im Verlauf der Jahre zu größeren Fluktuationen der Punkteanteile mit einer nicht ausreichenden Versorgung, ebenso wie bei Phosphor und Magnesium erreichte aber auch der Punkteanteil mit einer ausreichenden Calcium-Versorgung 1988 den höchsten Wert.

### Bundesländerergebnisse

Auf Bundesländerebene ergaben sich bei den Häufigkeitsverteilungen der Nährelementgehalte auf die drei Klassen zum Teil erhebliche geographische Unterschiede.

Beispielhaft sind dafür in **Tabelle 3** die prozentuellen Punkteanteile mit einer **Unterversorgung** (mangelhaft + nicht ausreichend) des "Netzes 85" ausgewiesen. Die daraus errechenbare mittlere Unterversorgung für die Jahre 1985 bis 1988 weist folgende Bandbreiten (% gerundet) auf:

Stickstoff .....	65 % (OÖ) - 97 (Kärnten)
Phosphor .....	18 % (Stmk) - 39 % (NÖ und Wien)
Kalium .....	3 % (Ktn, Vbg) - 11 % (OÖ)
Calcium .....	19 % (Vbg) - 47 % (OÖ)
Magnesium .....	21 % (Bgl), 22 % (Tirol) - 70 % (Vbg)

Tabelle 2: Häufigkeitsverteilung der Nährelementmittelwerte der von 1983 bis 1988 (Grundnetz, "Netz 83") und von 1985 bis 1988 ("Netz 85") bearbeiteten Probepunkte nach den in Tabelle 1 angeführten Beurteilungswerten (1: Mangel, 2: nicht ausreichend, 3: ausreichend).

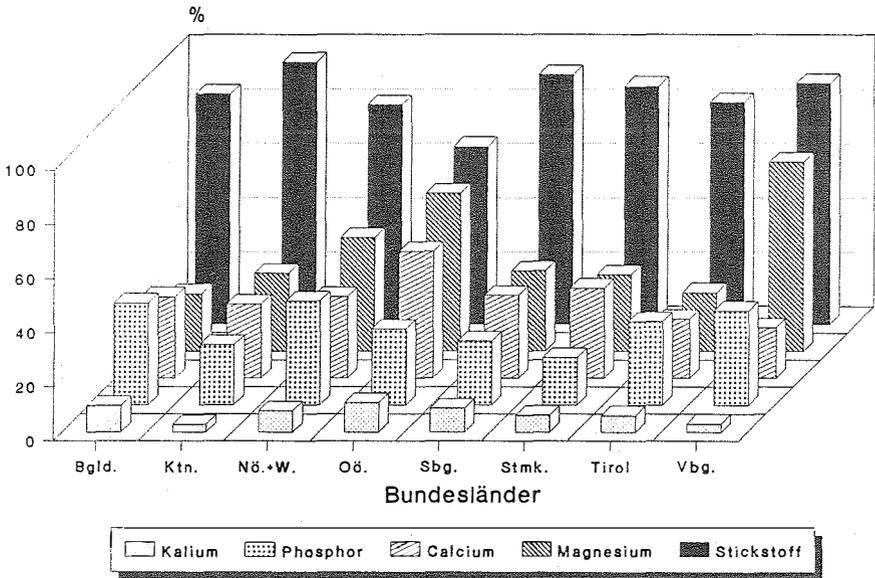
*Distribution of sampling points among nutrition-classes (1: deficiency, 2: insufficient supply, 3: good supply) for 1983 to 1988 (basic grid and grid 83) and for 1985 to 1988 (grid 85).*

Jahr	% N			% P			% K			% Ca			% Mg			
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Grund- netz (309)	1983	107	153	49	41	64	204	2	15	292	-	112	197	10	149	150
	1984	113	148	48	54	63	192	4	13	292	-	122	187	8	140	161
	1985	89	148	72	27	61	221	3	12	294	-	68	241	8	103	198
	1986	111	146	52	24	51	234	2	6	301	-	130	179	5	102	202
	1987	121	139	49	29	60	220	3	13	293	-	121	188	4	126	179
1988	114	149	46	19	48	242	4	12	293	-	62	247	4	89	216	
Netz (852)	1983	307	418	127	118	177	557	10	51	791	-	296	556	29	423	400
	1984	353	399	100	177	163	512	13	54	785	2	338	512	32	398	422
	1985	265	416	171	96	162	594	18	54	780	-	193	659	20	293	539
	1986	360	375	117	78	152	622	7	39	806	-	351	501	14	298	540
	1987	383	348	121	112	166	575	12	51	789	-	320	532	14	363	475
	1988	295	415	142	73	140	639	22	54	776	-	161	691	12	282	558
Netz (1460)	1985	479	666	315	174	268	1018	30	82	1348	-	372	1088	28	483	949
	1986	624	638	198	132	249	1079	10	71	1379	-	603	857	20	538	902
	1987	687	573	200	167	255	1038	17	79	1364	1	596	863	22	586	852
	1988	529	681	250	110	242	1108	32	93	1335	-	310	1150	22	476	962

Wie aus Tabelle 4 und der **Abbildung 1** mit den mittleren Anteilen der Unterversorgung in den einzelnen Bundesländern zu sehen ist, war die günstigste Stickstoffversorgung in Oberösterreich, Niederösterreich + Wien sowie in Tirol zu verzeichnen, während die schlechteste Stickstoffversorgung in Kärnten und in Salzburg gegeben war. Die geringste mittlere Unterversorgung mit **Phosphor** bestand in der Steiermark, in Kärnten und in Salzburg, während die Phosphorversorgung in Niederösterreich + Wien und dem Burgenland am schlechtesten war. Trotz des gegenüber den anderen Nährelementen geringen Anteils einer Kaliumunterversorgung existierten aber auch bei diesem Element mehr oder minder deutliche Unterschiede zwischen den Bundesländern: Während der mittlere Unterversorgungsanteil in Kärnten und Vorarlberg bei nur rund 3 Prozent lag, erreichte er in Oberösterreich immerhin 11 Prozent, gefolgt vom Burgenland mit rund 10 Prozent. Ebenso wie bei Kalium war auch bei Calcium im Mittel die Unterversorgung in Vorarlberg (gefolgt von Tirol) am geringsten und in Oberösterreich mit deutlichem Abstand zum Ergebnis der Steiermark am höchsten. Gemessen an der Bandbreite der mittleren Unterversorgung kam es bei Magnesium zu den größten Differenzen zwischen den Ergebnissen der Bundesländer, wie aus der folgenden Auflistung der mittleren Unterversorgungsanteile der Jahre 1985 bis 1988 hervorgeht:

Tabelle 3: Anteile der Punkte einzelner Bundesländer, die Magnesiummangel in den Nadeln aufwiesen.  
*Percentage of sampling points with deficient foliar Mg content for different provinces.*

21 bzw. 22 %	Burgenland, Tirol	58 %	Oberösterreich
28 bis 30 %	Kärnten, Salzburg, Steiermark	42 %	Niederösterreich+Wien



FBVA - Inst. XI

Abbildung 1: Prozentueller Anteil der Probeflächenpunkte des BIN-Netzes 1985 mit Unterversorgung verschiedener Nährelemente.  
*Percentage of BIN - grid 85 sites with deficient supply of different nutrients in provinces of Austria.*

Tabelle 4: Bioindikatornetz - Netz 1985. Prozentuelle Punktanteile mit Nährstoffunterversorgung in den Jahren 1985 bis 1988.

*Bioindication Grid 1985: Percentage of sampling points (%) with insufficient nutrition from 1985 to 1988.*

Bundesland (n) Jahr	N	P	K	Ca	Mg
<b>Burgenland (74)</b>					
1985	79,7	37,8	16,2	21,6	21,6
1986	94,6	44,6	6,8	32,4	20,3
1987	83,8	44,6	5,4	29,7	18,9
1988	81,1	24,3	10,8	36,5	24,3
<b>Kärnten (217)</b>					
1985	96,8	36,9	2,3	9,7	24,9
1986	97,2	16,6	0,9	41,9	29,5
1987	99,1	24,9	5,1	41,9	35,0
1988	93,1	10,6	2,8	16,6	25,8
<b>Niederösterreich + Wien (256)</b>					
1985	68,4	34,0	9,0	24,6	26,2
1986	84,8	45,7	7,4	35,6	48,4
1987	84,4	42,2	7,4	35,6	53,1
1988	85,6	32,4	7,8	25,4	40,6
<b>Oberösterreich (256)</b>					
1985	56,3	32,8	12,5	47,7	68,4
1986	75,8	30,1	7,8	58,6	61,7
1987	66,8	24,6	6,3	50,8	53,1
1988	62,5	25,0	17,2	30,5	50,0
<b>Salzburg (110)</b>					
1985	91,8	22,7	14,5	31,8	31,8
1986	94,5	16,4	4,5	29,1	23,6
1987	91,8	30,0	10,0	41,8	40,0
1988	90,0	25,5	6,4	20,0	23,6
<b>Steiermark (347)</b>					
1985	86,7	23,6	4,9	27,1	25,9
1986	84,7	13,8	5,8	40,9	25,9
1987	92,8	14,4	6,6	48,7	36,6
<b>Tirol (130)</b>					
1985	76,2	27,7	4,6	13,8	23,1
1986	78,5	19,2	6,9	37,7	23,8
1987	85,4	43,1	6,9	22,3	16,9
1988	86,9	33,8	6,2	13,8	23,1
<b>Vorarlberg (70)</b>					
1985	80,0	28,6	1,4	4,3	62,9
1986	100,0	38,6	1,4	34,3	71,4
1987	95,7	35,7	4,3	27,1	75,7
1988	80,0	37,1	5,7	8,6	70,0
<b>Netz 85</b>					
1985	78,4	30,3	7,7	25,5	35,0
1986	86,4	26,1	5,5	41,3	38,2
1987	86,3	28,9	6,6	40,9	41,6
1988	82,9	24,1	8,6	21,2	34,1

Wie bei der Unterversorgung lag der Anteil von Punkten mit **Mangel an Stickstoff** im Mittel der Jahre 1985 bis 1988 in Kärnten mit 64 Prozent am höchsten; auch in der Steiermark und in Salzburg lag dieser Anteil mit 50 bzw. 41 Prozent noch über dem entsprechenden Resultat des Gesamtmaterials vom "Netz 85". Mit Ausnahme von Oberösterreich, wo der Anteil von Punkten mit Stickstoff-Mangel im Mittel von 1985 bis 1988 bei 15 Prozent lag, wiesen die übrigen Bundesländer mittlere prozentuelle Anteile von Stickstoffmangel zwischen 32 und 40 Prozent auf. Beim mittleren Anteil des **Phosphor Mangels** lag das Ergebnis von Niederösterreich + Wien mit rund 16 Prozent an der Spitze, gefolgt von dem aus Tirol (14 %), Vorarlberg (13 %) und dem Burgenland (13 %). Die günstigsten Phosphor-Ergebnisse wiesen mit mittleren Mangelanteilen von 6 bzw. 8 Prozent die Steiermark und Salzburg auf. Am häufigsten war beim "Netz 85" **Magnesium-Mangel** in Vorarlberg (zwischen 7 und 11 Prozent der Punkte) und in Oberösterreich (3 bis 7 Prozent).

Auf Ebene der Bundesländer bestanden aber nicht nur zum Teil sehr unterschiedliche "Nährelement-Niveaus", sondern auch unterschiedliche Verläufe der Nährelementversorgung. Beim "Netz 85" - dem größten Kollektiv - kam es zum Beispiel beim Gesamtmaterial von 1985 bis 1987 zu einer ständigen Zunahme der prozentuellen Punkteanteile mit einer Magnesium-Unterversorgung und daran anschließend im Jahre 1988 zu einem deutlichen Rückgang der Magnesiumunterversorgung auf den geringsten Wert im Verlauf der vier Beobachtungsjahre dieses Netzes. Derselbe Verlauf war aber nur in Kärnten, Niederösterreich + Wien und in Vorarlberg zu verzeichnen, während in den übrigen fünf Bundesländern unterschiedliche und vom Gesamtergebnis abweichende Entwicklungen der Magnesium-Unterversorgung festzustellen waren, wie aus der folgenden Auflistung der Magnesium-Unterversorgung in den Jahren 1985 bis 1988 in diesen fünf Bundesländern zu ersehen ist (Angabe: % der Landespunkte/gerundet).

Tabelle 5: Zeitliche Entwicklung des Probepunktanteils mit mangelhafter Magnesiumernährung.

*Temporal development of sampling point percentage with insufficient Mg nutrition.*

	1985	1986	1987	1988
Burgenland	22	20	19	24
Oberösterreich	68	62	53	50
Salzburg	32	24	40	24
Steiermark	26	26	37	25
Tirol	23	24	17	23

Der größte Unterschied zum Verlauf der Magnesium-Unterversorgung des Gesamtmaterials des "Netzes 85" bestand beim Ergebnis aus Oberösterreich, dem Bundesland mit der nach Vorarlberg stärksten Magnesium-Unterversorgung, wo die prozentuellen Anteile von Probepunkten mit einer Unterversorgung ständig zurückgingen, im Verlauf der vier Beobachtungsjahre also eine ständige Verbesserung zu verzeichnen war. Diese allgemeine Feststellung gilt jedoch nicht für Gesamtösterreich, denn ebenso wie für einzelne Bundesländer unterschiedliche Entwicklungen der Magnesium-Unterversorgung festzustellen waren, kam es auch in Oberösterreich auf Bezirksebene zu dieser Erscheinung. Die positive Entwicklung der Magnesiumversorgung von 1985 bis 1988 bestand nämlich nur in Bezirken im Norden und Westen Oberösterreichs (Braunau, Schärding, Rohrbach, Urfahr und Freistadt), wo die Zahl der Punkte mit einer Magnesiumunterversorgung von 1985 bis 1988 außer in Rohrbach auf die Hälfte zurückging; in Rohrbach kam es nur zu einer Abnahme von 30 Prozent. In den Bezirken Vöcklabruck, Wels, Steyr, Linz und Perg, wo der Punkteanteil mit einer Magnesium-Unterversorgung ebenfalls sehr hoch war, trat dagegen keine Verbesserung ein.

Der unterschiedliche Grad der Nährstoffversorgung in den einzelnen Landesteilen Österreichs spiegelt sich auch in den lagemäßigen Darstellungen der Summen der Klassifikationswerte wieder: eine günstigere Stickstoffversorgung in nördlichen Teilen Nieder- und Oberösterreichs beziehungsweise im Inntal; eine ungünstige Calciumversorgung in weiten Teilen Oberösterreichs, im Waldviertel Niederösterreichs und in der Obersteiermark; eine ungünstige Phosphorversorgung vor allem im östlichen Niederösterreich, während eine ungünstige Magnesiumversorgung großräumig vor allem in Vorarlberg und Oberösterreich vorhanden ist. Aus den lagemäßigen Darstellungen der Klassifikationswerte zeigt sich neben den Einflüssen des Standortes auch die Tatsache, daß eine Beurteilung des Zustandes und der Entwicklung der Ernährungssituation an Hand des Gesamtdatenmaterials eines Bundeslandes zumindest bei einzelnen Bundesländern zu Fehlbeurteilungen führen könnte.

### Nährelementquotienten

Neben der Klassifizierung der Elementgehalte nach den in Tabelle 1 angeführten Beurteilungswerten wurde auch noch für die Fichtenproben geprüft in welchem Umfang nach den Ergebnissen der Nährelementquotienten eine "harmonische" Ernährung gegeben ist (HÜTTL 1985). Für den vorliegenden Beitrag werden auf Grund der "Klassifikationsergebnisse" beispielhaft die Ergebnisse der Quotienten N:P, N:Mg und Ca:Mg des "Netzes 83", das die längste zeitliche Auswertung gestattet, dargelegt. Für die drei Nährelementverhältnisse wurden für die Auswertung folgende Bereiche als harmonisch angenommen:

N/P .....	7.01 bis 10.00
N/Mg.....	8.01 bis 14.00
Ca/Mg .....	2.51 bis 5.00

Von den Fichtenproben des "Netzes 83" wiesen folgende prozentuellen Anteile von 1983 bis 1988 "harmonische" Verhältnisse auf: N/P 49.3 bis 56.9 % (Mittel: 53.4 %); N/Mg 64.2 bis 73.3 % (Mittel: 69.7 %); Ca-Mg 56.3 bis 64.2 % (Mittel: 61.8 %). Bei den N:P Verhältnissen lagen die prozentuellen Anteile von Werten >10 in den Jahren 1986 bis 1988 auf Grund der besseren Phosphorversorgung deutlich unter den Werten der Jahre 1983 bis 1985, während es bei den Werten <7 in geringerem Umfang umgekehrt war. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch bei den N:Mg Verhältnissen mit Abnahmen der Anteile von Werten >14 von 1983 bis 1986 und größeren Anteilen von Werten <8 in den Jahren 1985 bis 1988. Im Gegensatz zu den zuerst genannten Quotienten war beim Ca:Mg Verhältnis kein zeitlicher "Trend" bei den Überschreitungen des "harmonischen" Bereichs von 2.5 bis 5.0 festzustellen.

Auf Bundesländerebene bestanden bei den Nährelementquotienten nicht nur Unterschiede bei den Anteilen im harmonischen Bereich, sondern auch entsprechend der jeweiligen regionalen Nährelementversorgung Unter- und Überschreitungen des günstigen Bereichs in unterschiedlichem Umfang, wie aus der folgenden Zusammenstellung der Mittelwerte zu ersehen ist:

Tabelle 6: Nach Bundesländern gegliederte Anteile der Probepunkte, die Nährelementquotienten über bzw. unter dem günstigen Bereich aufweisen.

*Percentage of sampling points within Austrian provinces with nutrient ratios above resp. below the range, that is considered to be favorable for plant nutrition.*

*% of sampling points within a province, average of 1983-1988).*

	N/P		N/Mg		Ca/Mg	
	<7	>10	<8	>14	<2.5	>5.0
Burgenland	38,0	11,3	6,7	30,8	6,0	36,7
Kärnten	25,2	15,3	15,0	7,9	19,9	16,8
NÖ + Wien	7,9	41,3	8,6	20,5	8,6	36,8
Oberösterreich	5,7	39,9	5,0	38,1	15,5	10,2
Salzburg	19,7	22,7	12,4	13,1	24,5	12,7
Steiermark	35,6	14,7	10,7	15,2	21,2	14,2
Tirol	17,8	32,8	15,3	9,7	23,3	10,9
Vorarlberg	4,6	38,9	4,6	40,2	7,2	41,5

Sowohl beim N/P- als auch beim N/Mg-Verhältnis wies Kärnten die höchsten mittleren Anteile (N/P: 59.5 %; N/Mg: 77.1 %) im harmonischen Bereich auf. Beim Ca/Mg-Verhältnis wies dagegen Oberösterreich mit 73.4 % den höchsten mittleren Anteil im harmonischen Bereich auf. Dieses Ergebnis kommt zum Teil dadurch zustande, daß in Oberösterreich neben hohen Punkteanteilen mit einer Magnesium-Unterversorgung auch hohe Punkteanteile mit einer Calcium-Unterversorgung vorkommen. Ebenso wie bei den Magnesiumklassifikationen Oberösterreichs bestanden aber auch bei den Anteilen der Ca/Mg-Werte im harmonischen Bereich auf Bezirksebene erhebliche Unterschiede und dementsprechend Abweichungen vom Ergebnis Oberösterreichs. Während in den Bezirken Kirchdorf, Linz, Perg, Ried, Urfahr und Wels die mittleren Anteile im harmonischen Bereich von Ca/Mg über 70 % lagen waren es im Bezirk Rohrbach nur 42.7 Prozent.

### Zusammenfassung

Im Hinblick auf Störungen des Nährelementhaushalts im Zusammenhang mit Immissionseinwirkungen werden in den Proben des seit 1983 bearbeiteten bundesweiten österreichischen Bioindikatornetzes im jüngsten Nadeljahrgang auch die Hauptnährelemente N, P, K, Ca und Mg bestimmt. Die Datenerlauben aber auch eine Abschätzung des Ernährungszustandes der Nadelwälder in Österreich. Nach den Ergebnissen der Jahre 1983 bis 1988 besteht vor allem eine **Stickstoff- und Magnesium-Unterversorgung** (Bereiche Mangel + nicht ausreichend), während **Mangel** am häufigsten hinsichtlich **Stickstoff**, gefolgt von **Phosphor**, bestand. Eine günstigere Stickstoffversorgung bestand großräumig nur im Norden von Ober- und Niederösterreich. Eine Magnesiumunterversorgung war nach den Ergebnissen der chemischen Nadelanalysen vor allem in Vorarlberg und Teilen Oberösterreichs vorhanden. Gemessen an der Zahl von Punkten mit einer Magnesium-Unterversorgung kam es gegenüber den Jahren 1983 und 1984 in den letzten Jahren und vor allem 1988 zu einer Verbesserung der Magnesiumversorgung. Die Auswertung der **Nährelementquotienten** zur Prüfung in welchem Umfang eine "harmonische" Ernährung gegeben ist, ergab für das "Netz 83" für die Quotienten N/P, N/Mg und Ca/Mg bei den über den Untersuchungszeitraum gemittelten Werten Anteile im harmonischen Bereich von 53.4 % (N/P), 69.7 % (N/Mg) und 61.8 % (Ca/Mg). Ebenso wie bei den Nährelementgehalten bestanden auch bei den ausgewerteten Nährelementquotienten zum Teil erhebliche Unterschiede zwischen Teilen des Bundesgebietes.

## Literatur

- BOSCH, Chr., E. PFANNKUCH, U. BAUM u. K.E. REHFUESS, 1983: Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Forstw. Cbl. 102, 167-181
- GUSSONE, H.A., 1964: Faustzahlen für Düngung im Walde BLV- Bayerischer Landwirtschaftsverl. München-Basel-Wien, 98 S.
- HÜTTL, R.F., 1985: 'Neuartige' Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundl. Abh. 16, 195 S.
- REHFUESS, K.E., 1983: Walderkrankungen und Immissionen eine Zwischenbilanz. AFZ 38, 601-610
- ZECH, W. u. E. POPP, 1983: Magnesiummangel einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102, 50-55
- ZÖTTL, H.W. u. E. MIES, 1983: Die Fichtenerkrankung in den Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allg. Forst- u. Jagdztg. 154, 110-114
- ZÖTTL, H.W. u. R.F. HÜTTL, 1985: Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. AFZ 40, 197-199

# Bilanzierung von Stoffflüssen in magnesiumgedüngten Fichtenökosystemen im Schwarzwald (Projekt ARINUS)

Karl Heinz Feger

Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre

Albert-Ludwigs-Universität

D-7800 Freiburg i.Br.

**Abstract: Nutrient fluxes in magnesium fertilized Norway spruce ecosystems in the Black Forest/Germany (ARINUS Project)**

*Within the ARINUS Project treatment of a whole watershed with kieserite ( $750 \text{ kg/ha MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) based on the Mg cycling in the control watershed was performed. The ARINUS experimental site Schluchsee located in the higher elevations of the Black Forest (SW Germany) is characterized by severe Mg deficiency and 'unstable' N reserves in the soil. With the fertilizer,  $130 \text{ kg/ha Mg}$  were introduced into the system. Fertilization resulted in increased levels of Mg and S in the needles. Despite high inorganic Al concentrations and extremely low Ca/Al ratios in the soil solution, there was no evidence for 'Al toxicity'. Fertilizer losses from the system 2 1/2 years (3 growing seasons) after the treatment have been modest, surface water has hardly been affected. More than 70 % of the applied Mg has remained in the ecosystem, primarily in the intensively rooted upper soil layer. Therefore, fertilization with readily soluble sulfate-based Mg fertilizers is recommended as an efficient and - in comparison to liming - less risky restoration measure on sites with a high potential for nitrification. To avoid critical Al concentrations in adjacent surface waters, salt fertilizers should not be applied to sites with high amounts of shallow subsurface flow.*

## 1 Einleitung

Die in den Hochlagen der Mittelgebirge auf sauren und basenarmen Substraten seit Ende der 70-er Jahre weithin verbreitete Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge bei Fichte ist auf akuten Mg-Mangel zurückzuführen. Wird Mg zugeführt, so gehen die Vergilbungssymptome meist deutlich zurück oder verschwinden sogar vollständig. Die Restabilisierungsprogramme der deutschen Landesforstverwaltungen haben dem spezifischen Nährstoffaspekt deshalb zunehmend Rechnung getragen. Vorher standen vielerorts reine Kalkungsmaßnahmen zur Minderung der Bodenazidität im Vordergrund.

Die Düngung mit raschlöslichen Mg-Formen, aufgrund der Cl-Empfindlichkeit von Koniferen i.d.R. auf sulfatischer Basis, zeigte in diagnostischen Düngungsversuchen die schnellste Wirkung (HÜTTL, 1989). Jedoch sind dieser Düngerform hinsichtlich möglicher ökologischer Risiken Vorbehalte entgegengebracht worden (z.B. ULRICH, 1986 und 1988; HILDEBRAND, 1988). Argumentiert wird dabei mit einer geringen Effizienz aufgrund eingeschränkter Mg-Sorptionskapazität saurer Böden, einer irreversiblen Versauerung des Unterbodens, Mobilisierung von potentiell wurzeltoxischem Al sowie Versauerung und Al-Belastung von Grund- und Oberflächenwasser. Allerdings stützen sich diese Aussagen lediglich auf Laborversuche. Entsprechende ökosystemare Untersuchungen im Freiland fehlten bislang. Bei der Kalkung auf der anderen Seite besteht bei einer Reihe von Standorten die Gefahr einer verstärkten mikrobiellen Nitratfreisetzung aus "labilen" organischen N-Vorräten im Boden. Erhöhte Nitratausträge können die Trinkwassergewinnung in gekalkten Wäldern gefährden (vgl. KREUTZER, 1989).

## 2 Zielsetzung

Im folgenden wird der Mg-Haushalt eines typischen Mg-Mangelstandorts (Schadtypus "Hochlagenvergilbung") und die ökosystemaren Auswirkungen einer Kieseritdüngung diskutiert. Im Mittelpunkt dabei steht der Verbleib des Dünger-Mg im Ökosystem sowie das Schicksal des Begleitkations  $\text{SO}_4^{2-}$ . Es erfolgt eine exemplarische Darstellung der Düngungsauswirkungen auf die Nährstoffversorgung des Bestandes, die chemische Zusammensetzung der Bodenfest- und -lösungsphase sowie des Grund- und Oberflächenwassers. Auswirkungen auf Mykorrhizierung sowie Verteilung und Nährstoffversorgung der Feinwurzeln werden von RASPE und HAUG (dieser Band) dargestellt. Vor dem Hintergrund dieser Ergebnisse ist neben einer vorläufigen Düngerbilanz auch eine ökologische Bewertung von Neutralsalzdüngung für entsprechende Standorte abzuleiten.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Untersuchungsansatz

Das Projekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der Öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) verbindet Messungen der Stoffumsätze in Waldökosystemen (interner Kreislauf) mit Eintrag/Austrag-Bilanzen geschlossener, kleiner Experimental-Wassereinzugsgebiete (FEGER, 1988; FEGER et al., 1991a). Dieser kombinierte Ansatz erfordert die Einteilung der untersuchten Ökosysteme bzw. Kleinlandschaften in einzelne Kompartimente, zwischen denen sich Wasser- und Stoffflüsse an vorgegebenen Meßebenen direkt messen oder rechnerisch ableiten lassen. In gewissen Zeitabständen durchgeführte Inventuren geben Aufschluß über Größe und Veränderung der Vorräte in den jeweiligen Kompartimenten. Der Austrag mit dem Oberflächenwasser integriert über einen hydrologisch definierten Landschaftsausschnitt. Deshalb erlaubt der "Watershed"-Ansatz auch Aussagen über eine anthropogene Beeinflussung der Hydrosphäre. Durch die stoffliche Manipulation ganzer Wassereinzugsgebiete lassen sich im kontrollierten Freilandexperiment Erkenntnisse über Funktion und Regulation des Stoffhaushalts terrestrischer Ökosysteme und die Beeinflussung nachgeschalteter aquatischer Systeme ableiten (FEGER et al., 1991b). Die Untersuchungen im Rahmen von ARINUS werden in zwei Versuchsgebieten im Schwarzwald (Schluchsee und Villingen) seit 1986 durchgeführt.

#### 3.2 Versuchsgebiet Schluchsee

Das ARINUS-Versuchsgebiet Schluchsee stellt einen typischen Hochlagenstandort des Südschwarzwaldes dar. Es liegt im Staatlichen Forstamt Schluchsee (Distrikt Äule, Abt. 47) ca. 8 km südöstlich des Feldberges am NO-exponierten Hang der Schnepfhalde in einer Höhenlage von ca. 1200 m ü.NN (47° 49'N, 8° 6'E). Das Klima ist kühl-perhumid mit einer Jahresmitteltemperatur von 4 bis 5°C und einer durchschnittlichen Niederschlagssumme von ca. 1900 mm/a. In Abbildung 1 ist die Lage der Experimental-Wassereinzugsgebiete mit den einzelnen Behandlungsvarianten dargestellt.

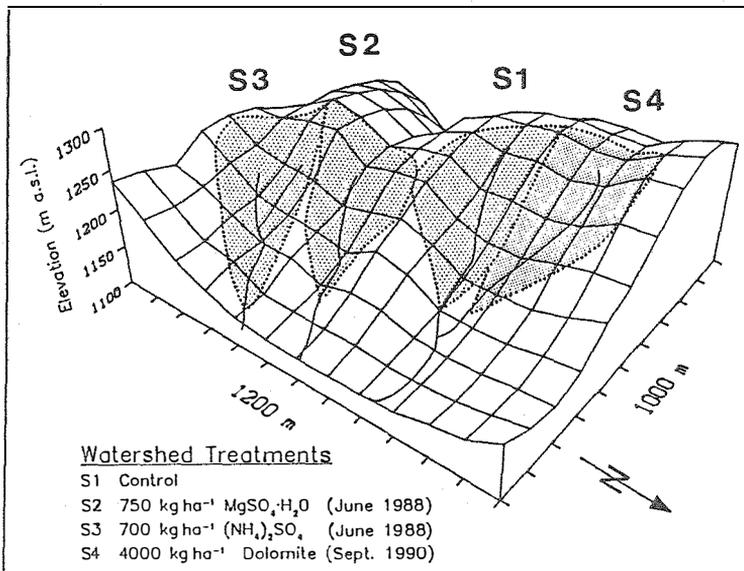


Abbildung 1: Lage der Wassereinzugsgebiete im ARINUS-Versuchsgebiet Schluchsee  
*Situation of the experimental watershed 'Schluchsee', ARINUS - Project.*

Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind periglaziale Schutdecken und Moränenmaterial aus dem extrem Ca- und Mg-armen Bärhaldegranit. Die Böden sind meist lehmige Sande mit hohen Skelettgehalten zwischen 40 bis 60 %, wobei das Feinskelett (2-6 mm) überwiegt (BRAHMER, 1990; FEGER et al., 1990). Hohe Durchlässigkeit zusammen mit dem kühl-feuchten Klima und der Fichtenbestockung haben zu einer mehr oder weniger starken Podsolierung geführt. Dies spiegelt sich deutlich im bodenchemischen Zustand (Tabelle 1) wider. Die bis in den tieferen Mineralboden niedrigen pH-Werte und geringen Basensättigungen sind typisch für solche Granitstandorte und entsprechen früheren Befunden in der benachbarten Bärhalde mit dem gleichen Gestein (vgl. ZÖTTL et al., 1977).

Tabelle 1: Chemische Eigenschaften Podsol Schluchsee  
*Chemical properties of the Schluchsee spodosol*

Tiefe (cm)	Horizont	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C —	N mg/g	P FE	C/N	
5-4	L	4,2	3,5	500	9,6	0,60	52	
4-2	Of	3,5	2,9	443	15,0	1,04	29	
2-0	Oh	3,4	2,8	238	8,7	0,86	27	
0-30	Ahe	3,8	3,3	24	1,7	0,64	14	
30-40	Bsh	4,2	3,8	32	1,7	0,71	19	
40-60	Bhs	4,9	4,2	30	1,1	0,64	27	
60-80	Bhvs	4,9	4,3	30	1,3	0,60	23	
80-100	Cv	5,1	4,4	5	0,4	0,55	13	

Tiefe (cm)	Horiz.	T	H <sup>+</sup>	Al <sup>3+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup>	V (%)
			μmol IÄ / g FE							
0-30	Ahe	74	15,0	52,7	4,1	0,1	0,8	0,7	0,9	3,2
30-40	Bsh	70	9,1	58,6	0,3	0,1	0,5	0,4	0,6	2,1
40-60	Bhs	43	6,1	35,4	0,3	0,1	0,4	0,1	0,3	1,9
60-80	Bhvs	43	5,6	35,1	1,2	0,2	0,5	0,1	0,3	2,1
80-100	Cv	20	4,1	14,6	0,1	0,1	0,3	0,1	0,3	3,7

Das Versuchsgebiet ist einheitlich mit Fichte (*Picea abies* Karst.) im Alter zwischen 40 und 60 Jahren bestockt (dGz<sub>100</sub>=9 Vfm D.m.R; Stammzahl=1120/ha). Die Rekonstruktion der Bestandesgeschichte ergab einen um 1750 einsetzenden Bestockungswandel vom naturnahen Fichten-(Tannen)-Buchenwald zum reinen Fichtenwald unter dem Einfluß der 1716 in der Nähe des Untersuchungsgebietes angesiedelten Glashütte in Äule. Archivstudien lassen vermuten, daß in der heutigen, zweiten Fichtengeneration autochthone Fichten neben Fichten unbekannter Herkunft stocken. Der Standort diente nach den devastierenden Kahlhieben der Glasmacher mit großer Wahrscheinlichkeit auch zeitweise der Waldweide (MÜNCH et al., 1990).

Seit Ende der 70er Jahre sind im Bereich des Bärhaldegranit bei der Fichte verbreitet Vergilbungen der älteren Nadeljahrgänge beobachtet worden (ZÖTTL und MIES, 1983). Ein Höhepunkt wurde in der ersten Hälfte der 80er Jahre erreicht. Seit etwa 1985 ist eine gewisser Rückgang der Vergilbung im Schluchseegebiet zu verzeichnen. Charakteristisch ist eine kleinräumig stark variierende Ausprägung der Schadsymptome (vgl. MÜNCH et al., 1990). Die Ernährungssituation ist neben Mg-Mangel durch eine optimale Versorgung mit den Elementen N, P und K charakterisiert. Die hohe N-Verfügbarkeit ist darauf zurückzuführen, daß sich am Standort noch kein der aktuellen Fichtenbestockung entsprechendes Gleichgewicht eingestellt hat. Vielmehr spiegelt die hohe biologische Aktivität im Boden noch die Standortverhältnisse des ehemaligen Mischwaldes wider

(“reliktische Merkmale”). Als Folge kann der durch hohe Nitrifikationsraten auch im Unterboden angelieferte Mineral-N nicht vom flachwurzelnden Fichtenbestand aufgenommen werden. Dementsprechend treten an diesem Standort beachtliche  $\text{NO}_3$ -Verluste mit dem Sicker- bzw. Bachwasser auf (FEGGER, 1990; FEGGER et al., 1990). Aufgrund dieser Zusammenhänge stellt die Kalkung des bezüglich weiterer N-Verluste “labilen” Standorts ein erhöhtes ökologisches Risiko dar.

Die atmosphärische Belastung des Untersuchungsgebietes ist mit Einträgen mit dem Bestandesniederschlag von 11 kg/ha/a S und 9 kg/ha/a N (BRAHMER, 1990), insbesondere in Anbetracht der hohen Niederschlagssummen, als gering einzustufen. Die ebenfalls niedrige Protonenbelastung von 0,3 kmol/ha/a entspricht einem durchschnittlichen pH-Wert im Bestandesniederschlag von 4,8. Die im Vergleich zu anderen Gebieten der Bundesrepublik geringe atmosphärische Belastung geht auch aus Luftschadstoffmessungen hervor. So wurden vom Umweltbundesamt auf dem benachbarten Schauinsland 1987/88 als monatliche Durchschnittskonzentrationen lediglich 0,1 bis 3,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ , 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$  sowie 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  Staub gemessen, womit diese Station zu den am geringsten belasteten Gebieten der Bundesrepublik zählt.

### 3.3 Düngungsversuch und Probenahme

Die Düngung des Wassereinzugsgebietes S2 erfolgte in der 2. Juniwoche 1988 flächendeckend mit 750 kg/ha Kieserit ( $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ). Die Ausbringung erfolgte nach Vermessung und Markierung von Teilflächen durch manuelles Streuen, um eine möglichst gleichmäßige Verteilung zu erzielen. Dem Kieseritdünger wurde eine geringe Menge NaCl (50 kg/ha) zugesetzt. Mit  $\text{Cl}^-$  als Tracer läßt sich die Auswaschungsdynamik verfolgen sowie die Richtigkeit von Wasser- und Stoffbilanzen überprüfen.

Nadelproben werden seit 1986 jährlich im Spätherbst/Frühwinter als Mischprobe von 15 herrschenden Fichten pro Versuchsfläche mit Leiter bzw. vom Helikopter aus gewonnen. Analysiert werden alle 4 Jahrgänge des 4. Quirls. Eine Inventur der Elementvorräte im Boden erfolgte vor der Düngung im Oktober/November 1987 sowie im gleichen Zeitraum des Jahres 1990, also 2 ½ Jahre nach der Düngung. Pro Versuchsfläche wurden an 6 Stellen Auflagehumus mittels Stechrahmen (30x30 cm) und Mineralbodensäulen mittels Kammerbohrer ( $d = 8$  cm) entnommen. Die Unterteilung des Mineralbodens erfolgte in 6 Tiefenstufen bis 80 cm. Die Gehalte an austauschbaren Kationen wurden im 0,5 M  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakt bestimmt. Die hydrochemischen Analysenverfahren wurden bereits früher vorgestellt (FEGGER et al., 1988). Zusätzlich erfolgte eine analytische Fraktionierung mit anschließender Berechnung der gelösten Al-Spezies mittels des Computerprogramms WATEQF auf der Grundlage thermodynamischer Gleichgewichte (vgl. PRIETZEL et al., 1989).

## 4 Ergebnisse

### 4.1 Mg-Haushalt vor der Düngung

In Abbildung 2 ist der Mg-Haushalt des Fichtenökosystems Schluchsee dargestellt. Als Datengrundlage wurden 3 vollständige Meßjahre des Kontrollgebietes S1 verwendet.

Der Mg-Eintrag im Freilandniederschlag ist mit lediglich 0,9 kg/ha/a trotz der hohen Niederschläge von rund 1900 mm als gering anzusehen. Dies ist typisch für meeresferne Gebiete mit geringen Staubeinträgen. So liegen die Mg-Einträge in Norddeutschland bis zu Faktor 5 höher (vgl. MATZNER, 1988). Die deutliche Erhöhung der Mg-Flußrate um 0,4 kg/ha/a nach der Kronenpassage ist zu etwa gleichen Anteilen auf Auswaschung (“Leaching”) aus dem Kronenraum und trockene Deposition zurückzuführen. Der Vergleich zwischen Mg-Vorräten und -Flüssen im Ökosystem verdeutlicht die stark angespannte Versorgung des Bestandes mit diesem Element. Diese Situation spiegelt sich sowohl in den verbreitet auftretenden Mg-Mangelsymptomen (Vergilbung der älteren Nadeljahrgänge) als auch nadelanalytisch wider (Abbildung 3 und 4).

Das in der oberirdischen Bestandesbiomasse gespeicherte Mg übersteigt den austauschbaren Vorrat in der Hauptwurzelzone bis 30 cm deutlich. Die Gesamtvorräte in der Feinerde liegen um bis zu zwei Größenordnungen höher. Nimmt man noch die im Skelett gespeicherte Mg-Menge hinzu, ergibt sich

ein enormer Mg-Vorrat. Allerdings sind die silikatisch gebundenen Vorräte aufgrund der sehr geringen Verwitterungsraten für den aktuellen Mg-Umsatz nur von geringer Bedeutung. Die Mg-Nachlieferung aus der Silikatverwitterung dürfte deutlich unter der gegenwärtigen Mg-Aufnahme des Fichtenbestandes von ca. 3,3 kg/ha/a liegen. Betrachtet man zusätzlich noch die Flußraten für das Mg-''Recycling'', Streufall und Kronenauswaschung, so wird ein ausgesprochen kurzgeschlossener Kreislauf für dieses Nährelement deutlich. Demnach lebt der Bestand bezüglich des Mg quasi ''von der Hand in den Mund''. Die relativ geringen Auswaschungsverluste aus dem durchwurzelten Oberboden von 1,2 kg/ha/a stehen in Einklang mit der fortgeschrittenen Podsolierung. Der deutlich höhere Mg-Austrag aus dem unteren Mineralboden ist auf die hohe Mineralisation ''reliktischer'' organischer Substanz in diesen kaum durchwurzelten Horizonten zurückzuführen (vgl. FEGER, 1990; FEGER et al., 1990). Der Mg-Austrag aus dem gesamten Einzugsgebiet entspricht in etwa dem Austrag aus dem Solum, da auf der weiteren Sickerstrecke aufgrund des extrem niedrigen Mg-Gehalts des Bärhaldegranits kaum Mg aus der Silikatverwitterung freigesetzt wird. Diese Befunde decken sich mit Ergebnissen früherer Flüßmessungen in der benachbarten Bärhalde mit dem gleichen Gestein (vgl. STAHR et al., 1980).

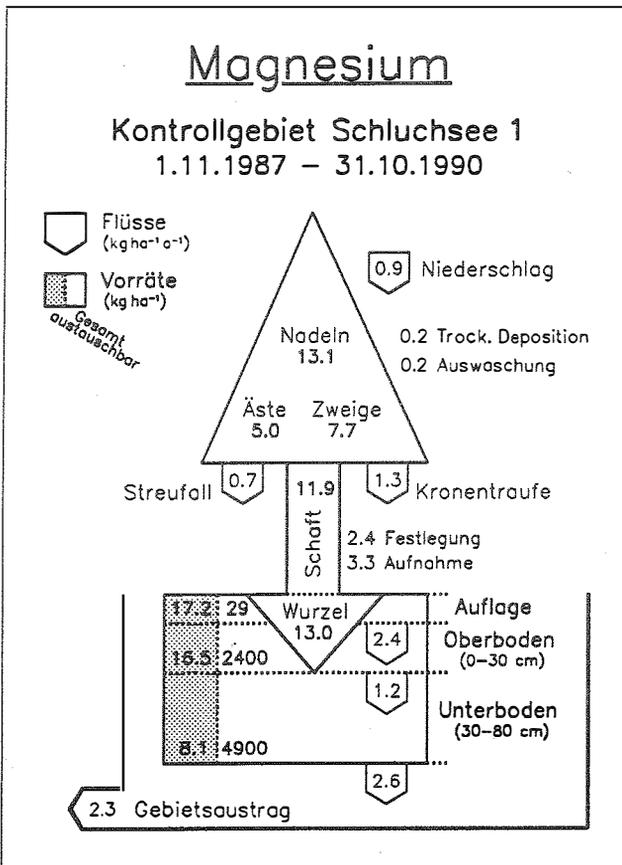


Abbildung 2: Magnesium-Haushalt des Fichtenökosystems Schluchsee.  
*Magnesium budget of the Norway spruce ecosystem Schluchsee.*

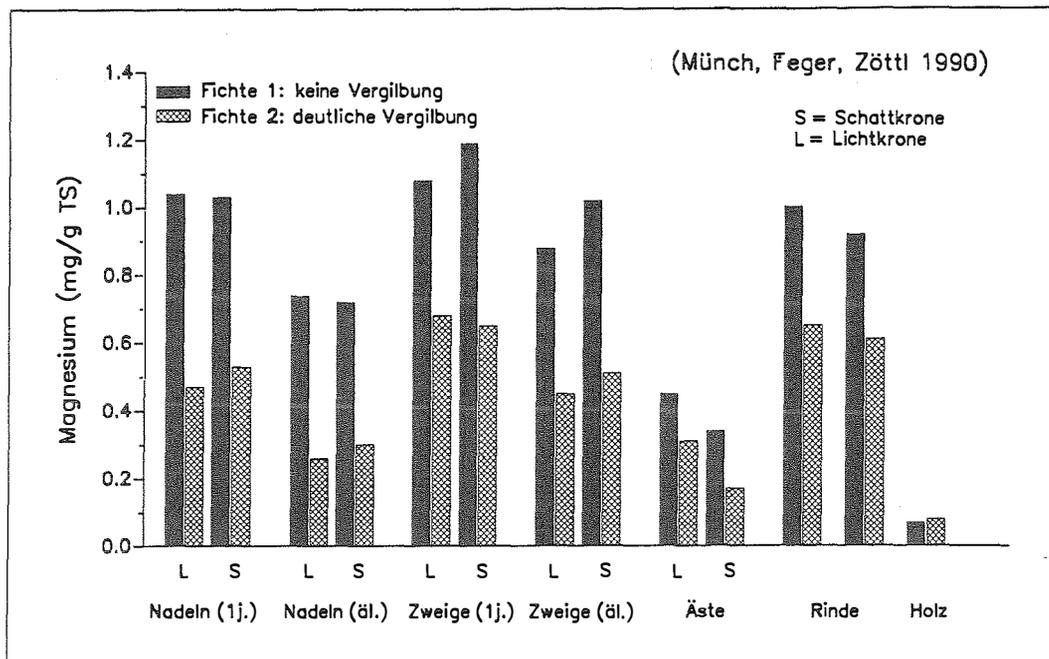


Abbildung 3: Mg-Gehalte verschiedener Baumkompartimente zweier unterschiedlich geschädigter Fichten im ARINUS-Versuchsgebiet Schluchsee.

*Mg content in various compartments of two Norway spruce individuals, that are differently affected by forest decline.*

#### 4.2 Auswirkungen der Düngung auf den Ernährungszustand

Abbildung 4 zeigt den zeitlichen Verlauf der Mg-Gehalte in den jeweils jüngsten und ältesten Nadeln des 4. Quirls der Kontroll- und Düngungsfläche. Der Mg-Gehalt der jüngsten Nadeln vor der Düngung bzw. auf der Kontrollfläche liegt mit knapp 0,8 mg/g zwar oberhalb des bei 0,7 mg/g anzusetzenden Mangelgrenzwerts. Allerdings ist in diesem Zusammenhang die kleinräumig hohe Variabilität der Mg-Versorgung (vgl. Abbildung 3) und des Auftretens von Mg-Mangelsymptomen zu berücksichtigen. Die in Abbildung 4 angegebenen Gehalte stellen Mittelwerte einer Mischprobe von jeweils 15 Bäumen dar. Die angespannte Mg-Versorgung kommt jedoch im Unterschied zwischen jüngsten und ältesten Nadeln klar zum Ausdruck. Die  $MgSO_4$ -Düngung von S2 äußert sich in einem allmählichen Anstieg der Mg-Nadelspiegelwerte. Erst nach der dritten Vegetationsperiode ist ein deutlicher Anstieg, insbesondere in den älteren Nadeln festzustellen. Diese langsame Reaktion mag zunächst überraschen, da die Mg-Gehalte der Feinwurzeln bereits unmittelbar nach Düngung deutlich angestiegen waren (vgl. HAUG und FEGGER, 1991; RASPE und HAUG, dieser Band).  $MgSO_4$ -Düngung jüngerer Bäume bewirkt meist eine rasche Anhebung der Mg-Gehalte in den Nadeln (vgl. HÜTTTL, 1989). Die beobachtete Verzögerung des Mg-Transports kann mit der von FINK (dieser Band) beschriebenen Wechselwirkung zwischen Mg-Ionen und Holzgewebe erklärt werden. Danach handelt es sich beim Mg-Transport im Holz keineswegs um einen reinen Massenfluß. Magnesium kann in Abhängigkeit vom Versorgungsgrad reversibel an Lignin gebunden werden.

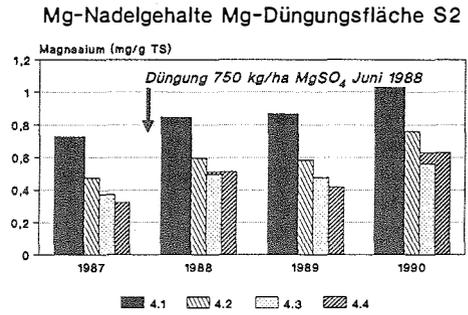
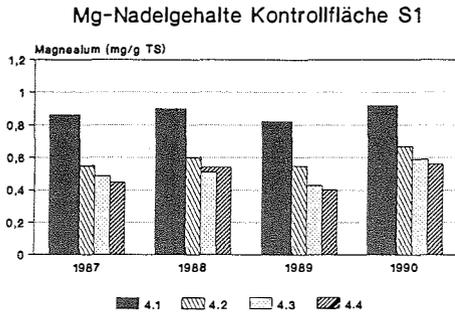


Abbildung 4: Zeitlicher Verlauf der Mg-Gehalte verschieden alter Nadeln (4. Quirl)  
*Temporal variation of the Mg content in needles at different age from the 4<sup>th</sup> whorl.*

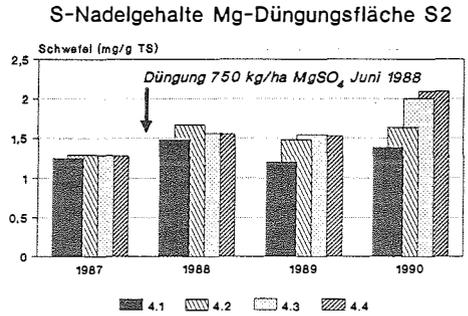
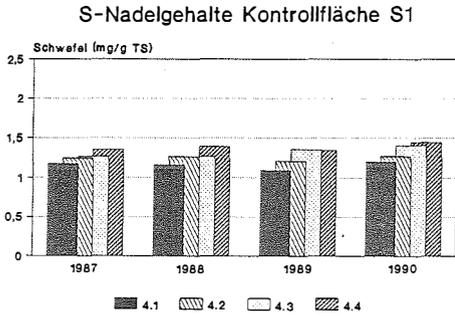


Abbildung 5: Zeitlicher Verlauf der S-Gehalte verschieden alter Nadeln (4. Quirl)  
*Temporal variation of the S content in needles at different age from the 4<sup>th</sup> whorl.*

Die S-Gehalte der Nadeln um 1,3 mg/g (Abbildung 5) auf der Kontrollfläche S1 bzw. auf S2 vor der Düngung sind charakteristisch für die geringe atmogene S-Belastung des Standorts. Die S-Ernährung des Schluchsee-Bestandes entspricht der guten N-Versorgung (vgl. MÜNCH et al., 1990). Nach der  $MgSO_4$ -Düngung steigen die S-Gehalte der Nadeln schneller als Mg an. Offensichtlich wird  $SO_4^{2-}$  als Begleitanyon in beträchtlichem Umfang vom Bestand aufgenommen und rascher als Mg in die Assimilationsorgane transportiert. Auf die besondere Bedeutung des Begleitanyons für die Mg-Aufnahme hat bereits KAUPENJOHANN (1989) hingewiesen.

### 4.3 Auswirkungen der Düngung auf die Hydrosphäre

Die Düngung bewirkte aufgrund der hohen Löslichkeit von  $MgSO_4$  sofort starke, jedoch rasch wieder abklingende Veränderungen der Sickerwasserzusammensetzung. In Abbildung 4a/b ist der Konzentrationsverlauf in der Bodenlösung der Hauptwurzelzone (30 cm Mineralbodentiefe) dargestellt.

Chlorid, das als Tracer dem Kieseritdünger zugesetzt wurde, bewegt sich als konservatives Ion rasch durch den Boden hindurch. Die  $Mg^{2+}$ -Äquivalentkonzentrationen bleiben aufgrund der Sorption von  $Mg^{2+}$  an der Bodenfestphase deutlich hinter den  $SO_4^{2-}$ -Konzentrationen zurück. Offensichtlich wird das Dünger-Mg in beträchtlichem Umfang an den überwiegend mit sauer wirkenden Kationen belegten Sorptionskomplex (vgl. Tabelle 1) gebunden. Entsprechend dieser Umtauschprozesse steigen die Al-Konzentrationen in der Bodenlösung stark an. Der pH-Wert der Bodenlösung geht parallel dazu um 0,5 bis 0,8 Einheiten zurück (vgl. auch Tabelle 2). Auch die  $HCO_3^-$ -Konzentration (Alkalinität) sinkt entsprechend. Der pH-Wert im Sickerwasser geht jedoch nach Durchtritt des Düngieranions  $SO_4^{2-}$  rasch wieder auf das Ausgangsniveau zurück.

Zur Beurteilung der Frage nach einer potentiellen Toxizität der aufgetretenen Al-Konzentrationen sind  $Al_{ges}$ -Werte nur wenig aussagekräftig (vgl. MARSCHNER, dieser Band). In Tabelle 2 sind deshalb die Ergebnisse der Al-Spezifizierung im Bodensickerwasser der Tiefe 30 cm für die Zeit nach der Kieseritdüngung wiedergegeben. Daten für die Zeit vor der Düngung liegen hier nicht vor. Für

die Berechnung der Ca/Al- bzw. Mg/Al-Verhältnisse wurden nur die potentiell toxischen Spezies (Al-OH, Al<sup>3+</sup>) herangezogen.

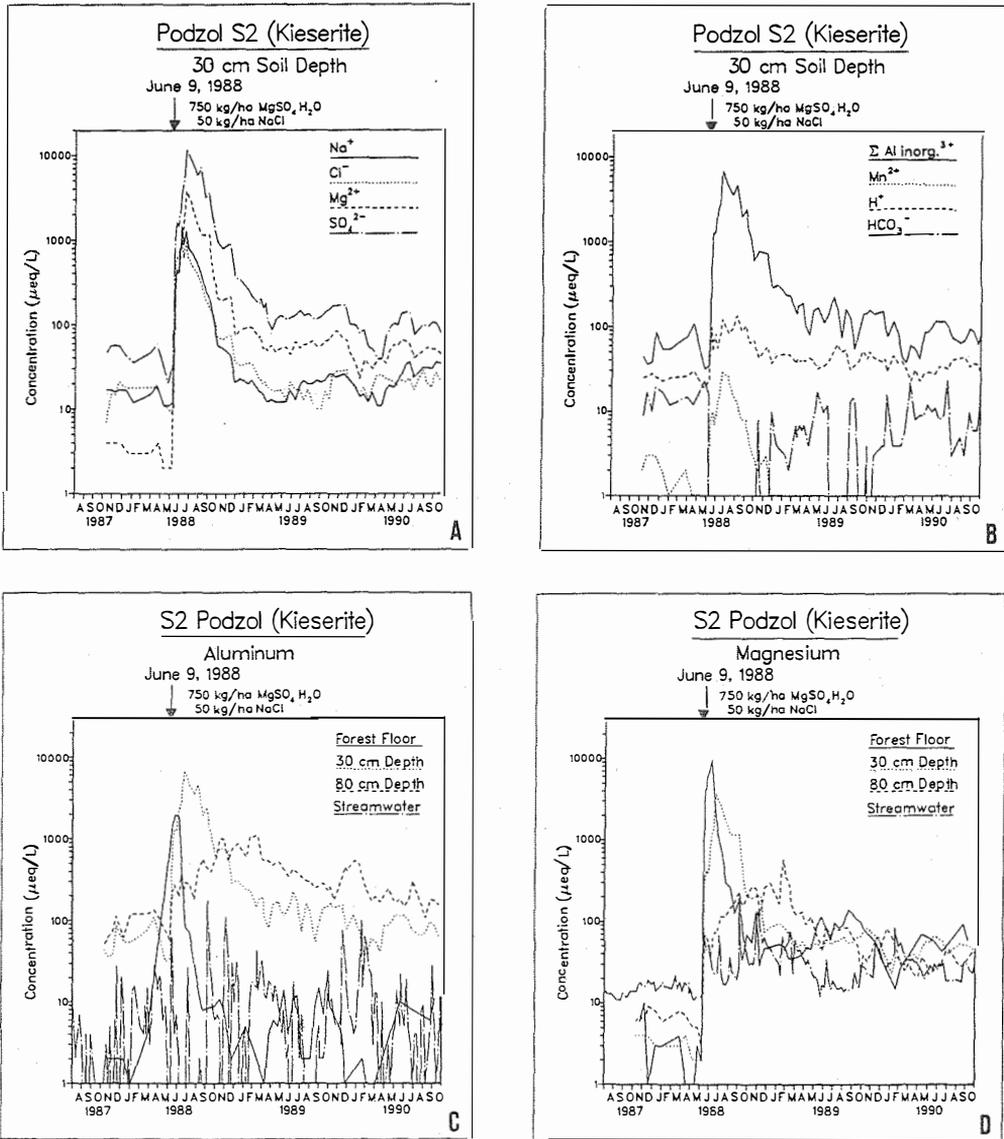


Abbildung 6: Äquivalentkonzentrationen verschiedener Ionen im Sickerwasser in 30 cm Mineralbodentiefe (a/b) sowie von Al<sup>3+</sup> und Mg<sup>2+</sup> in verschiedenen Meßebenen der Hydrosphäre (c/d).  
Ion concentrations in seepage water at 30 cm soil depth (a/b) and Al<sup>3+</sup> and Mg<sup>2+</sup> in different layers of the hydrosphere (c/d).

Tabelle 2: Al-Spezies und relevante chemische Einflußgrößen im Sickerwasser (30 cm Mineralbodentiefe) der Kontrollfläche S1 und der gedüngten Fläche S2 (750 kg/ha MgSO<sub>4</sub> H<sub>2</sub>O Juni 1988). (Daten aus: PRIETZEL et al., 1989).

*Al species and important chemical characteristics of the seepage water (depth 30 cm) from control plot S1 and fertilized plot S2 (750 kg/ha MgSO<sub>4</sub> H<sub>2</sub>O June 1988). (Data from: PRIETZEL et al., 1989)*

	S1 (Kontrolle)		S2 (MgSO <sub>4</sub> -Düngung)				
	Mittel		24.8.	20.9.	31.10.	25.1.	4.4.
	8/88-4/89		1988	1988	1988	1989	1989
Al <sub>ges.</sub> (µg/L)	860		31900	20000	7050	3750	2780
davon:							
polymer (µg/L)	202		400	6000	550	1550	680
organisch "	319		260	335	294	304	386
Al-F "	37		270	163	88	74	48
Al-OH "	11		221	132	107	62	67
Al-SO <sub>4</sub> "	5		12535	4629	1016	149	77
Al <sup>3+</sup> "	285		18206	8740	4494	1601	1521
pH	4,32		4,01	4,05	4,15	4,34	4,38
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S (µg/L)	900		92700	51000	15280	5470	2280
F <sup>-</sup> <sub>ges.</sub> (µg/L)	27		190	115	62	60	34
DOC (mg/L)	10,5		7,4	6,6	8,4	4,9	6,7
Ca/Al <sub>tox</sub> (mol/mol)	0,59*		0,06	0,10	0,08	0,11	0,09
Mg/Al <sub>tox</sub> (mol/mol)	0,32*		1,17	1,75	0,60	0,69	0,80

\*Median

Auf der ungedüngten Kontrollfläche S1 sind die Al<sub>ges.</sub>-Konzentrationen gering. Es überwiegen bei weitem die nichttoxischen Al-Spezies (Polymere, organische Komplexe, anorganische Al-F- und Al-SO<sub>4</sub>-Komplexe) gegenüber den potentiell phytotoxischen Al<sup>3+</sup>- und Al-OH-Ionen. Durch die Kieseritdüngung wird hauptsächlich Al<sup>3+</sup> mobilisiert. Von großer Bedeutung sind auch (nichttoxische) Al-SO<sub>4</sub>-Komplexe, während sich die Konzentrationen der übrigen Spezies gegenüber der unbehandelten S1-Kontrollfläche kaum verändern. Das bereits vor der Düngung sehr ungünstige Ca/Al<sub>tox</sub>-Verhältnis verschlechterte sich weiter. Entsprechend dem Bewertungsrahmen von ULRICH et al. (1984) und ROST-SIEBERT (1983) hätten diese bodenchemischen Verhältnisse zu starken Wurzelschäden führen müssen. Solche konnten bislang aber nicht beobachtet werden (vgl. HAUG und FEGER, 1991; RASPE und HAUG, dieser Band). Trotz der hohen Al<sup>3+</sup>-Konzentrationen unmittelbar nach der Kieseritdüngung verbesserte sich das für die Mg-Aufnahme sehr ungünstige Mg/Al<sub>tox</sub>-Verhältnis jedoch deutlich.

In Abbildung 6c sind die Al-Konzentrationen in verschiedenen Meßebenen der Hydrosphäre dargestellt. Es handelt sich dabei um die Summe aller anorganischen Spezies, hier als Al<sup>3+</sup> angegeben. Als Folge von Kationenumtauschprozessen tritt Al<sup>3+</sup> bereits in der Auflage verstärkt in der Bödenlösung auf. Hohe Konzentrationen werden für ca. 6 Monate in 30 cm Mineralbodentiefe erreicht (vgl. Abbildung 4b). In 80 cm Tiefe ist bei ebenfalls erhöhten Werten kein scharfer Peak mehr erkennbar. Das Bachwasser reagierte bislang nur durch einige gegenüber der Zeit vor der Düngung erhöhte Al-Peaks, welche mit Hochwasserereignissen zusammenfallen. Auch Mg<sup>2+</sup> (Abbildung 6d) zeigte im Bachwasser nur geringe Konzentrationserhöhungen, was auf bislang nur geringe Auswaschungsverluste hinweist. Auffallend ist, daß in allen Bodenkompartmenten die Mg<sup>2+</sup>-Konzentration der Bödenlösung auch noch 2 Jahre nach Düngung deutlich höher liegt als vor der Düngung.

#### 4.4 Auswirkungen der Düngung auf die Bodenfestphase

In Abbildung 7 ist die Tiefenverteilung der Austauschbelegung im Boden der  $MgSO_4$ -Düngungsfläche S2 vor und 2 1/2 Jahre nach Düngung dargestellt. Die Kieseritdüngung veränderte die Kationenbelegung deutlich. Es fällt auf, daß  $Mg^{2+}$  besonders in der Auflage und im oberen Mineralboden (0 - 20 cm) stark sorbiert wurde. Die Zunahme an  $Mg^{2+}$  in der Auflage ist mit einem deutlichen Rückgang von  $Al^{3+}$  sowie  $Ca^{2+}$  verbunden. Keine signifikanten Unterschiede ergaben sich für die pH-Werte, die hier nicht dargestellt sind.

#### Fläche S2 1987 (vor Düngung)

#### 2 1/2 Jahre nach Düngung

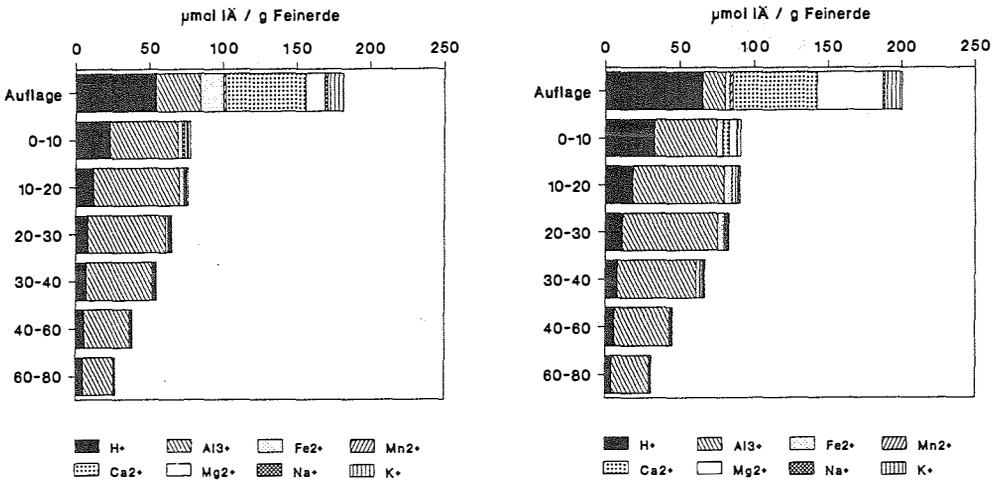


Abbildung 7: Austauschbelegung im Boden der Düngungsfläche S2 vor und 2 1/2 Jahre nach  $MgSO_4$ -Düngung.

*Actual cation sorption in the soil of fertilized plot S2 prior to and 2 1/2 years after  $MgSO_4$ -fertilization.*

#### 4.5 Vorläufige Bilanz des Düngermagnesiums

Abbildung 8 gibt eine vorläufige Bilanz für das Düngerelement Mg 2 1/2 Jahre (3 Vegetationsperioden) nach Ausbringung. In diesem Zeitraum fielen insgesamt 4070 mm Niederschlag, von denen ca. 2680 mm versickert sind. Diese Wassermenge entspricht etwa 15mal dem Porenvolumen des durchwurzelten Oberbodens (Auflage + Mineralboden 0 - 30 cm). Die Aufnahme in die Nadeln wurden auf der Grundlage von Inventurdaten (MÜNCH et al., 1990) sowie von Veränderungen der Nadelgehalte (Abbildung 4) berechnet. Angaben über die in den Feinwurzeln gespeicherten MgMengen nach Düngung stammen von RASPE und HAUG (dieser Band). Für die Berechnung der im Boden gespeicherten Mengen wurden die Daten der Bodeninventur (Abbildung 7) Abb. 8 verwendet. Der Elementmehraustrag mit dem Bachwasser wurde mittels Vergleich zum Vorlaufjahr und Kontrollgebiet S1 berechnet.

Es wird deutlich, daß ca. 70 % der ausgetragenen Mg-Menge im Ökosystem verblieben sind. Die Mg-Zunahme in den Nadeln stellt dabei nur einen Teil des vom Bestand aufgenommenen Dünger-Mg dar, da Mg sicherlich auch in andere, hiernicht berücksichtigte Baumkompartimente (Zweige, Äste, Stammholz, Rinde, Grobwurzeln) aufgenommen wurde. Die Menge der nach 2 1/2 Jahren ausgewaschenen Düngermenge ist trotz der hohen Wasserflüsse mit ca. 12 kg/ha gering.

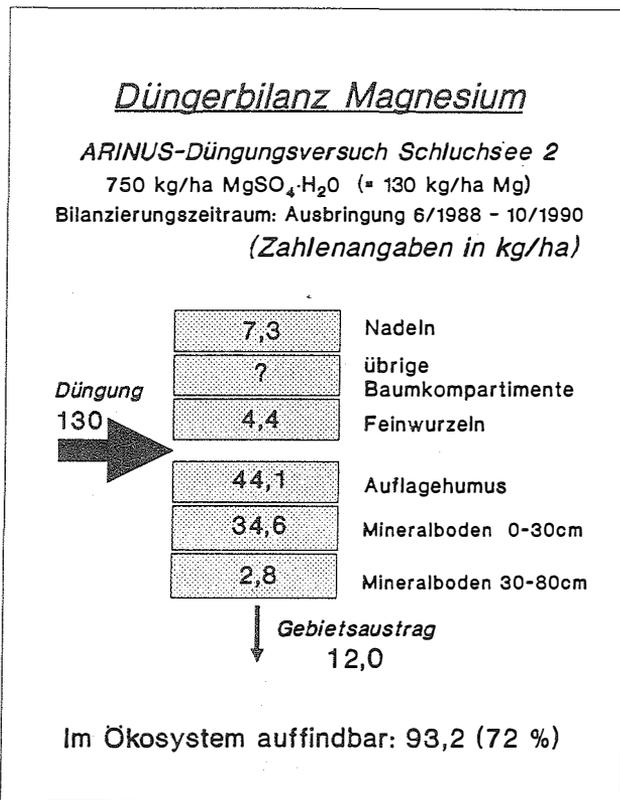


Abbildung 8: Magnesium - Düngerbilanz. - Fertilizer balance for magnesium.

### 5 Schlußfolgerungen und Empfehlungen

Aufgrund der Mg-Flüsse und -Vorratsverteilung im Ökosystem ist das ARINUS-Versuchsgebiet Schluchsee ein typischer Mg-Mangelstandort. Die verfügbaren Vorräte im Boden können sich bei der flachwurzelnden Fichte bereits bei Derbholznutzung rasch erschöpfen. Die Mg-Nachlieferung durch Silikatverwitterung, die bislang jedoch kaum quantifizierbar ist, dürfte deutlich unter dem Bedarf des Bestandes liegen. Mg-Verluste ergeben sich durch "Leaching" aus dem Kronenraum, vor allem jedoch durch Auswaschung aus der flachen Hauptwurzelzone. Neben der, allerdings recht geringen, atmosphärischen Säurebelastung stellt die nutzungsbedingte ökosysteminterne Säureproduktion durch Mineralisation organischer Substanz hierfür die treibende Kraft dar. Insgesamt zeigt sich klar die Notwendigkeit einer externen Mg-Zufuhr. Ausbringung von Dolomitmalk kann auf solchen "labilen" Standorten durch pH-Anhebung zu Ankurbelung der mikrobiellen Aktivität und somit zu weiterer Nitratbelastung der Hydrosphäre führen. Bei Kieseritdüngung zur Anhebung der Mg-Vorräte ist dies nicht zu befürchten.

Die generellen Vorbehalte gegenüber Neutralsalzdüngung (Versauerungsschub, Mobilisierung von phytotoxischen Al-Spezies, hohe Mg-Auswaschungsverluste: vgl. ULRICH, 1986, 1988; HILDEBRAND, 1988) sind nach den vorliegenden Ergebnissen nicht begründet (vgl. auch KAUPENJOHANN, dieser Band). Das in hohen Anteilen im Oberboden eingetauschte  $Mg^{2+}$  bewirkt zwar eine kurzfristige pH-Erniedrigung und hohe  $Al^{3+}$ -Konzentrationen in der Bodenlösung, was jedoch nicht zu Wurzelschäden führt. Solche wären nach den aus Laborversuchen abgeleiteten Grenzwerten (ROST-SIEBERT, 1983; ULRICH et al., 1984) zu erwarten gewesen. Stattdessen ist nach Düngung ein deutlicher Anstieg der Feindurchwurzelung des Mineralbodens zu verzeichnen (vgl. HAUG und FEGER, 1991; RASPE und HAUG, dieser Band). Ganz offensichtlich hat sich nach Düngung das Mg/Al-Verhältnis und damit die Möglichkeit einer Mg-Aufnahme deutlich verbessert.

Unsere Freilandbefunde decken sich diesbezüglich mit Topfversuchsergebnissen von GONZALEZ-CASCON et al. (1990). Drei Vegetationsperioden nach der Düngung verblieb mit ca. 70 % ein außerordentlich hoher Anteil des ausgebrachten Mg im Ökosystem, vor allem als austauschbares  $Mg^{2+}$  im durchwurzelten Oberboden. Eine Beeinträchtigung der Qualität des Grund- und Oberflächenwassers ist aufgrund der hohen Düngerrückhaltung bislang kaum feststellbar. Allerdings ist Vorsicht geboten bei großflächiger Ausbringung von salzförmigen Mg-Düngern auf Standorten mit überwiegend oberflächennaher lateraler Entwässerung (z.B. Stagnogleye). Hier besteht die Gefahr erhöhter  $Al^{3+}$ -Konzentrationen in Oberflächengewässern (toxische Wirkung auf aquatische Biota). Insgesamt kann die Düngung mit raschlöslichen sulfatischen Mg-Düngern als effektive und im Vergleich zur Kalkung weniger risikante Restabilisierungsmaßnahme auf Standorten mit hohem Nitrifikationspotential angesehen werden. Auf weniger problematischen Standorten ist eine kombinierte Ausbringung von (raschlöslichen) Salzen und (mittelfristig wirkenden) dolomitischen Kalken in Granulatform zu empfehlen. Die vorliegenden Befunde verdeutlichen darüber hinaus die Fragwürdigkeit einer Übertragung von Laborbefunden auf das Freiland.

### Danksagung

Das Projekt ARINUS wird gefördert aus gemeinsamen Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der EG-Kommission (PEF Karlsruhe). Besonderen Dank schulde ich Prof. Dr. H.W. Zöttl und Dr. G. Brahmer für wertvolle Diskussionen bei der Auswertung des umfangreichen Datenmaterials. Für die Durchführung der Probenahmen danke ich Dr. H.P. Ende, Dipl.Ing(FH) K. Merz, Dipl.Biologe S. Raspe sowie einer Vielzahl studentischer Hilfskräfte. Die Laboranalysen erfolgten durch U. Benitz, A. Kreß, B. Kury, E. Schöneborn, E. Weber sowie P. Wiedemer. Die Firma Daimler-Benz unterstützt das Vorhaben in großzügiger Weise durch Überlassung eines Mercedes-Geländewagens.

### Literatur

- BRAHMER, G. (1990): Wasser- und Stoffbilanz bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmosphärischer Einträge. - Freiburger Bodenkundl. Abh. 25, 295 S.
- FEGER, K.H. (1988): Projekt ARINUS: Bilanzierung von Stoffumsatz und -austrag nach Neutralsalzdüngung in bewaldeten Wassereinzugsgebieten. - Kali-Briefe (Büntehof) 19, 425-441.
- FEGER, K.H. (1990): Bewertung experimentell erhöhter Stickstoff- und Schwefel-Einträge auf zwei Fichtenökosysteme im Schwarzwald. - VDI-Berichte 837, 1209-1229.
- FEGER, K.H.; G. BRAHMER und H.W. ZÖTTL (1988): Chemische Veränderung des Niederschlagswassers auf seinem Weg durch zwei Einzugsgebiete im Schwarzwald. - Wasser und Boden 40, 574-580.
- FEGER, K.H.; G. BRAHMER und H.W. ZÖTTL (1990): Element budgets of two contrasting catchments in the Black Forest (Federal Republic of Germany). - Journal of Hydrology 116, 85-99.
- FEGER, K.H.; G. BRAHMER und H.W. ZÖTTL (1991a): An integrated watershed/plot-scale study of element cycling in spruce ecosystems of the Black Forest. - Water, Air, and Soil Pollution (im Druck).
- FEGER, K.H.; H.W. ZÖTTL und G. BRAHMER (1991b): Assessment of the ecological effects of forest fertilization using an experimental watershed approach. - Fertilizer Research 27, 49-61.

- FINK, S. (1991): Physiologische und strukturelle Veränderungen an Bäumen unter Magnesiummangel. - "Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen" Symposium in Salzburg/ Österreich, 8. - 9. April 1991 (dieser Band).
- GONZALEZ-CASCON, M.; M. ALCUBILLA und K.E. REHFUESS (1990): Wirkungen von Magnesium- und Calcium-Sulfat und -Carbonat auf Sproß- und Wurzelentwicklung junger Weißtannen (*Abies alba* Mill.) im Topfversuch mit sauren Böden. - Allg. Forst- u. Jagdz. 161, 21-28.
- HAUG, I. und K.H. FEGER (1991): Effects of fertilization with  $MgSO_4$  and  $(NH_4)_2SO_4$  on soil solution chemistry, mycorrhiza and nutrient content of fine roots in a Norway spruce stand. - Water, Air, and Soil Pollution (im Druck).
- HILDEBRAND, E.E. (1988): Ionenbilanzen von organischen Auflagen und Mineralbodenhorizonten nach Forstdüngungen. - KfK/PEF-Berichte 35(1), 39-48.
- HÜTTL, R.F. (1989): Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. - Water, Air, and Soil Pollution 44, 93-118.
- KAUPENJOHANN, M. (1989): Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. - Bayreuther Bodenkundl. Ber. 11, 202 S.
- KAUPENJOHANN, M. (1991): Mehrjährige Erfahrungen mit der Magnesiumdüngung in Waldökosystemen des Fichtelgebirges. - "Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen" Symposium in Salzburg/ Österreich, 8. - 9. April 1991 (dieser Band).
- KREUTZER, K. (1989): Änderungen im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers. - DVWK-Mitteilungen 17, 121-132.
- MARSCHNER, H. (1991): Bodenversauerung und Mg-Ernährung der Pflanzen. - "Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen" Symposium in Salzburg/Österreich, 8. - 9. April 1991 (dieser Band).
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling.- Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme A40, 217 S.
- MÜNCH, D.; K.H. FEGER und H.W. ZÖTTL (1990): Nadelvergilbung, Elementverteilung und Wachstum von Fichten eines Hochlagenstandorts im Südschwarzwald. - Allg. Forst- u. Jagdz. 161, 210-217.
- PRIETZEL, J.; S. BAUR und K.H. FEGER (1989): Al-Speziierung im Sickerwasser von Schwarzwaldböden: Berechnung von Löslichkeitsgleichgewichten. - Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/1, 453-458.
- ROST-SIEBERT, K. (1983): Aluminium-Toxizität und -Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). - Allg. Forstz. 38, 686-689.
- RASPE, S. und I. HAUG (1991): Wirkung einer Magnesiumsulfat-Düngung im Schwarzwald auf Fichtenwurzeln und Mykorrhizen. - "Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen" Symposium in Salzburg/ Österreich, 8. - 9. April 1991 (dieser Band).

- STAHR, K.; H.W. ZÖTTL und F. HÄDRICH (1980): Transport of trace elements in ecosystems of the Bärhalde watershed in the Southern Black Forest. - Soil Science 130, 217-224.
- ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. - Forstwiss. Centralbl. 105, 421-435.
- ULRICH, B. (1988): Bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden (Stellungnahme zu einem Artikel von K.-E. Rehfuess). - Allg. Forstz. 43, 1171-1173.
- ULRICH, B.; D. PIROUZPANAH und D. MURACH (1984): Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. - Forstarchiv 55, 127-134.
- ZÖTTL, H.W. und E. MIES (1983): Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. - Allg. Forst- u. Jagdz. 154, 110-114.
- ZÖTTL, H.W.; K. STAHR und K. KEILEN (1977): Bodenentwicklung und Standortseigenschaften im Gebiet des Bärhaldegranits (südlicher Hochschwarzwald). - Allg. Forst- u. Jagdz. 148, 185-196.

# Wirkung einer Magnesiumsulfatdüngung im Schwarzwald auf Fichtenwurzeln und Mykorrhizen

Stephan Raspe<sup>1</sup> und Irene Haug<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre  
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg  
Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

Eberhard-Karls-Universität

<sup>2</sup> Institut für Biologie I, Spezielle Botanik, Mykologie  
Auf der Morgenstelle 1, D-7400 Tübingen

**Abstract: Effect of a magnesium sulphate fertilization in the Black Forest (Germany) on Norway spruce roots and mycorrhizae.**

*Effects of fertilization with  $MgSO_4$  on fine roots and mycorrhizae of a Mg deficient, 45 years-old Norway spruce stand were investigated. The site, located in the higher altitudes of the Black Forest (SW-Germany), is characterized by acidic soils extremely poor in base cations. Two years after fertilization exchangeable Mg in the soil and the Mg content of fine roots increased significantly. Although initial  $Al^{3+}$  concentrations in soil solution were very high after application, no negative effects were observed. In contrast, the concentration of fine roots increased from the O horizon up to 30 cm soil depth on the  $MgSO_4$  treated plot. Furthermore, fine root distribution shifted from the O horizon into the mineral soil. Relative mycorrhiza frequency (number of active mycorrhizal tips related to the fine root dry weight) showed no significant reaction after fertilization. The percentage of non-mycorrhizal root tips was slightly increased during the first year after fertilization. Three growing seasons after the treatment there was no significant change in the composition of the most abundant mycorrhiza types.*

## Einleitung

Das Nährstoffangebot im Boden wird von Pflanzen durch Feinwurzeln und Mykorrhizen genutzt. Kommt es durch Ausbringung von Düngern zu Veränderungen im Bodenchemismus, sind Auswirkungen auf das Wurzel- und Mykorrhizasystem zu erwarten. Einerseits verbessert das zusätzliche Nährstoffangebot am Wirkungsort des Düngers die Wachstumsbedingungen für Feinwurzeln und Mykorrhizen. Bei rasch löslichen Mineralsalzdüngern ist daher eine stärkere Mineralbodendurchwurzelung möglich. Andererseits kommt es durch sauer wirkende Salzdünger kurzzeitig zu einer Mobilisierung potentiell toxischer  $Al^{3+}$ -Ionen. Nach Laborversuchen von ROST-SIEBERT (1983) befürchtet ULRICH (1988) Feinwurzelschäden durch Al-Toxizität im Mineralboden und damit eine verstärkte Flachwurzelligkeit der Fichte. Dagegen sprechen Befunde von SCHNEIDER und ZECH (1989), die (2 Jahre) nach Kieserit-Düngung keine Hinweise auf Wurzelschäden durch toxisches Aluminium gefunden haben. Auch REHFUESS (1989) weist ULRICHs Befürchtungen zurück. Untersuchungen von ZÖTTL (1964) weisen dagegen bei Kalkung auf eine abnehmende Tiefdurchwurzelung der Fichte hin. 10 Jahre nach kalkhaltiger Düngung beobachtete er einen Anstieg der Feinwurzelmenge in der organischen Auflage mit gleichzeitigem Rückgang der Durchwurzelungsintensität im Mineralboden.

Die vorliegende Arbeit stellt die Ergebnisse von Boden- und Feinwurzelinventuren sowie Mykorrhizauntersuchungen nach der Kieserit-Düngung ( $750 \text{ kg/ha } MgSO_4 \cdot H_2O$ ) auf den Flächen des ARINUS-Projektes (ZÖTTL et al., 1987; FEGER, 1991) vor. Langfristige Auswirkungen der Düngung auf die Durchwurzelungsverhältnisse am Standort Schluchsee werden diskutiert.

## Material und Methoden

Ausführliche Beschreibungen des sauren und extrem basenarmen Standortes, der Mg-Mangel aufweisenden Bestände sowie der Düngung werden von FEGER (1991) in diesem Band gegeben.

Zwei und drei Vegetationsperioden (Herbst 1989 und 1990) nach der Kieserit-Düngung wurden Boden- und Feinwurzelinventuren auf zwei Kontrollflächen (S1 und S4) und der gedüngten Fläche (S2) durchgeführt. Mittels eines Kammerbohrers (Durchmesser 9 cm) wurden 24 Bohrkern pro

Fläche gewonnen und vertikal in organische Auflage sowie 10 cm mächtige Mineralbodenstufen unterteilt. Jeweils 2 Auflage- und 4 Mineralbodenkerne wurden zu Mischproben vereinigt. Feinwurzeln mit einem Durchmesser kleiner 2 mm wurden mit Pinzetten herausgelesen, in deionisiertem Wasser mit Ultraschall gereinigt und bei 70°C getrocknet. Sie wurden gewogen, pulverisiert, in  $\text{HNO}_3$  und  $\text{H}_2\text{SO}_4$  bei 270°C aufgeschlossen und am AAS flammtechnisch die Mg- und Al-Gehalte gemessen. Wurzeln, die sich eindeutig im Stadium der Zersetzung befanden, wurden verworfen.  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Auszüge des Feinbodenmaterials derselben Proben lieferten die austauschbaren  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Al}^{3+}$ -Gehalte. Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe des nichtparametrischen Mann-Whitney-U-Tests (MWU-Test).

Seit 1987 wurden während der Vegetationsperioden Mykorrhizauntersuchungen durchgeführt. Jeden Monat wurden 5 Stechrohrproben (Durchmesser 3,7 cm) aus dem humosen Oberboden auf der Kieseritfläche (S2) und einer Kontrollfläche (S1) genommen. Die Feinstwurzeln mit einem Durchmesser unter 1 mm wurden herauspräpariert und mit Hilfe von Stereolupe und Lichtmikroskop der Mykorrhizierungsgrad und die Häufigkeit verschiedener Mykorrhizaformen bestimmt. Eine genaue Beschreibung der Methoden findet sich bei HAUG und OBERWINKLER (1990).

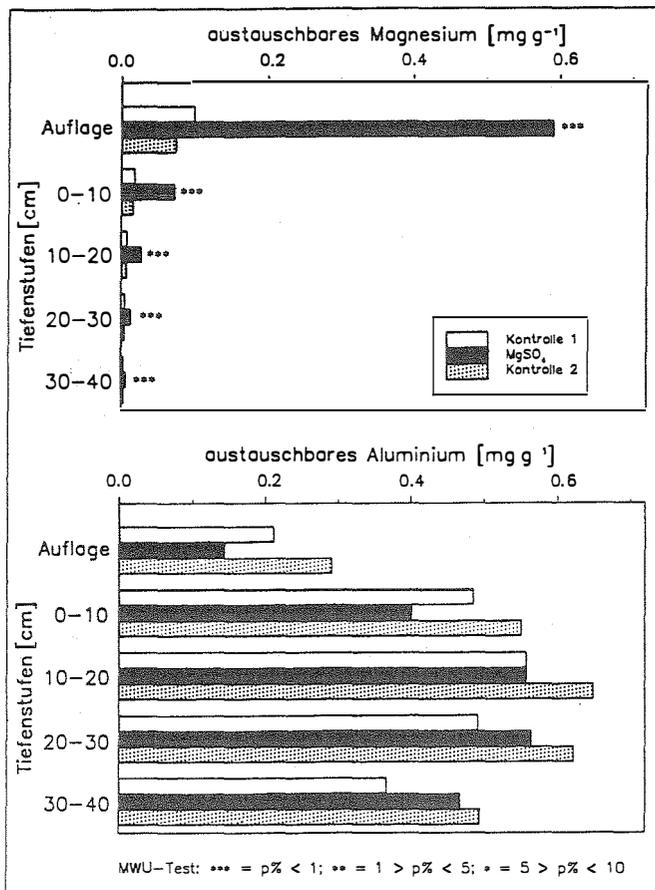


Abbildung 1: Austauschbare  $\text{Mg}^{2+}$ - und  $\text{Al}^{3+}$ -Gehalte im Boden, zwei Vegetationsperioden nach der Düngung.

*Exchangeable  $\text{Mg}^{2+}$ - and  $\text{Al}^{3+}$ -contents in the soil profiles, two vegetation periods after fertilization.*

## Ergebnisse

In Abbildung 1 sind die austauschbaren  $Mg^{2+}$ - und  $Al^{3+}$ -Gehalte im Boden der drei Untersuchungsflächen dargestellt. Auf den Kontrollflächen liegen die austauschbaren Mg-Gehalte selbst in der Auflage nicht über 0.1 mg/g und im Mineralboden bei maximal 0.02 mg/g in 0 bis 10 cm Tiefe. Zwei Vegetationsperioden nach der Düngung sind die Mg-Gehalte im gesamten Bodenprofil signifikant höher. Besonders betroffen hiervon sind organische Auflage und der oberste Mineralboden. Dagegen ist bei der  $Al^{3+}$ -Belegung der Austauscher in den oberen beiden Tiefenstufen auf der gedüngten Fläche ein geringfügiger Rückgang zu erkennen, der aber aufgrund der hohen räumlichen Variabilität statistisch nicht signifikant ist.

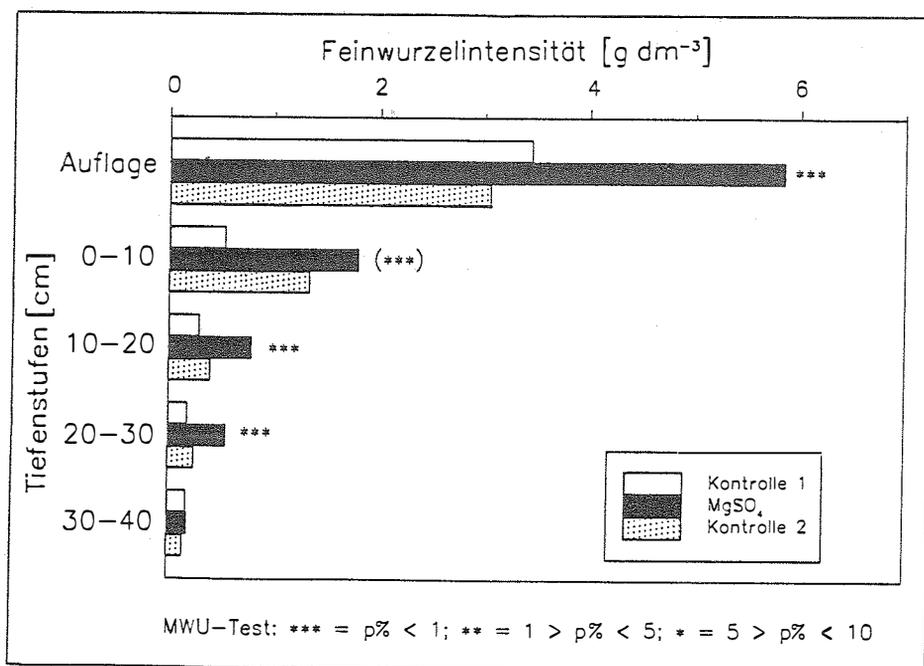


Abbildung 2: Feinwurzelintensität ausgedrückt als g Trockensubstanz pro dm<sup>3</sup> Boden, zwei Vegetationsperioden nach der Düngung.

*Fine-root density (g dry matter per dm<sup>3</sup> of soil volume), two vegetation periods after fertilization.*

Die Feinwurzelverteilung auf den beiden Kontrollflächen und der Kieseritfläche ist in Abbildung 2 dargestellt. In der organischen Auflage der Kieseritfläche ist eine um 70% höhere Feinwurzelintensität gegenüber den beiden Kontrollen festzustellen. Auch im Mineralboden bis 30 cm Tiefe setzt sich diese Tendenz fort. Die Steigerungsraten liegen gegenüber der Kontrolle 1 bei 240% in 0 bis 10 cm, 175% in 10 bis 20 cm und 200% in 20 bis 30 cm Tiefe. Nur in der obersten Mineralbodenstufe unterscheiden sich die beiden Kontrollen voneinander, so daß dort eine Erhöhung der Feinwurzelmenge nach der Düngung statistisch nicht absicherbar ist. Unterhalb von 30 cm sind keine Unterschiede zwischen den Flächen zu erkennen. Die Ergebnisse wurden durch eine weitere Feinwurzelinventur nach der dritten Vegetationsperiode bestätigt.

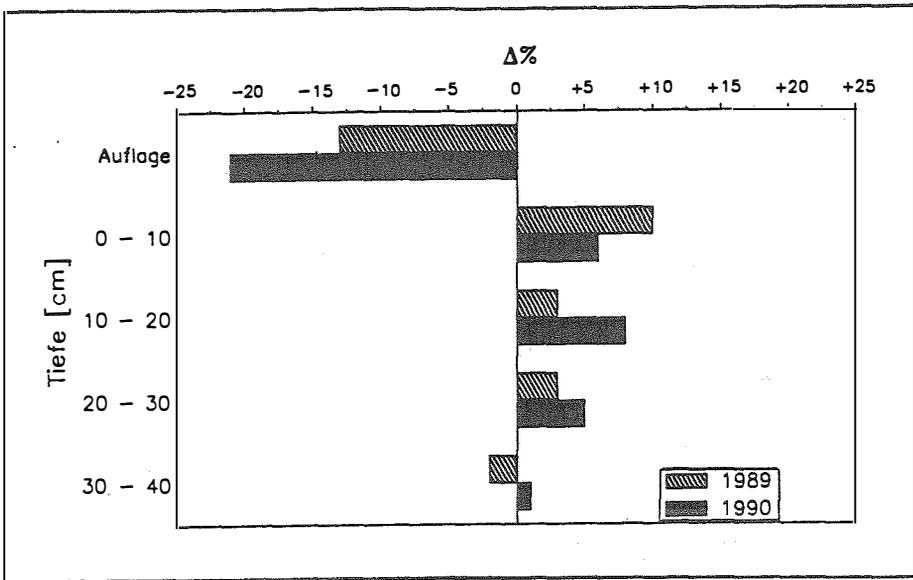


Abbildung 3: Differenzen der relativen Feinwurzeltiefenverteilung zwischen  $MgSO_4$ -Fläche und Kontrolle zwei (1989) und drei (1990) Vegetationsperioden nach der Düngung.

*Differences of relative fine-root distribution with depth in comparison of the  $MgSO_4$  treated plot and the control plot, two (1989) resp. three (1990) vegetation periods after fertilization.*

Aus der relativen Feinwurzeltiefenverteilung (RFTV) im Bodenprofil wird die Bedeutung einzelner Tiefenstufen für die Feinwurzelentwicklung ersichtlich. Sie ist definiert als prozentualer Anteil einer Tiefenstufe an der Gesamtfeinwurzelmenge der Fläche. Die Differenz der RFTV zwischen Kieseritfläche und Kontrolle 1 ist in Abbildung 3 dargestellt. Negative Vorzeichen weisen auf eine größere Bedeutung der jeweiligen Tiefenstufe für die Feinwurzelentwicklung auf der Kontrollfläche, positive auf die der Kieseritfläche hin. Die organische Auflage ist auf der Kontrollfläche für die Feinwurzelverteilung wichtiger als auf der gedüngten Fläche. Auf der Düngungsfläche ist dagegen eine relativ stärkere Feinwurzelentwicklung im Mineralboden zu beobachten. Von der zweiten (1989) zur dritten (1990) Vegetationsperiode wird eine zunehmende Feinwurzelverlagerung in tiefere Mineralbodenstufen ersichtlich.

Die Mg-Gehalte der Feinwurzeln zeigt Abbildung 4. An den niedrigen Gehalten der Kontrollflächen wird die schlechte Mg-Versorgung des Bestandes sichtbar.

Selbst in der Auflage werden kaum Werte über 0.6 mg/g gefunden. Auf der gedüngten Fläche ist dagegen eine signifikant bessere Mg-Versorgung zu erkennen. In der Auflage erreichen die Mg-Gehalte der Feinwurzeln mit über 1 mg/g fast doppelt so hohe Werte wie auf den Kontrollflächen. Auch in der obersten Mineralbodenstufe liegen die Gehalte nach der Düngung über 0.8 mg/g und bleiben bis 30 cm Tiefe auf 0.6 mg/g. Eine gewisse Erhöhung ist auch in 30 bis 40 cm Tiefe zu beobachten, die allerdings nicht statistisch abgesichert werden kann. Aufgrund des knappen Probenmaterials mußten in dieser Tiefenstufe alle Einzelproben der jeweiligen Flächen zu Mischproben vereint werden.

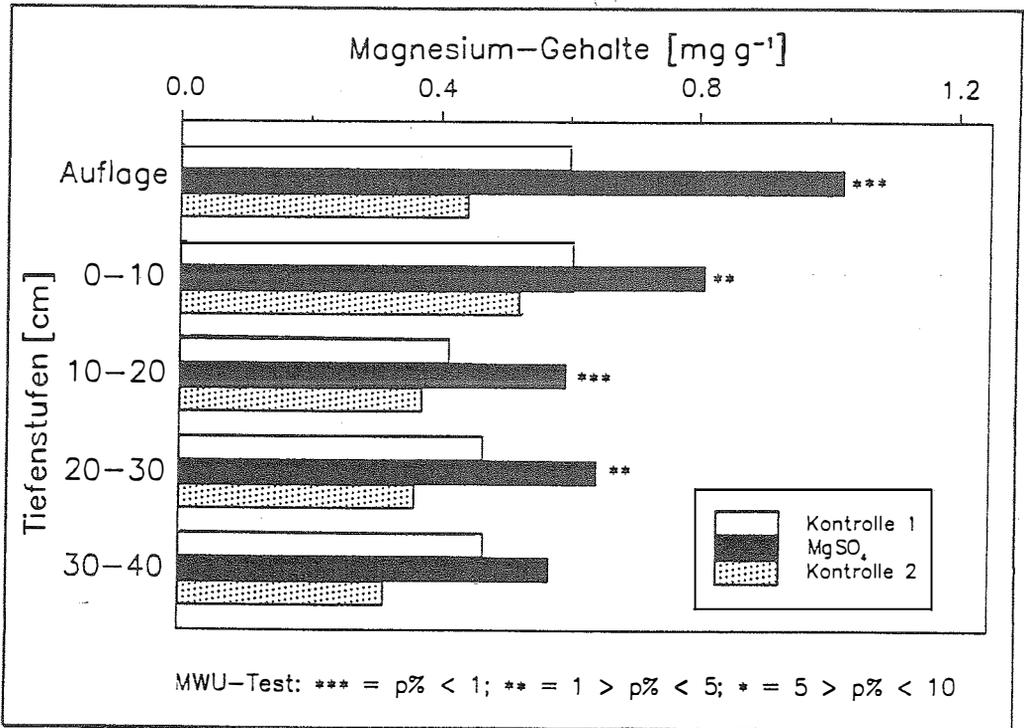


Abbildung 4: Mg-Gehalte der Feinwurzeln, zwei Vegetationsperioden nach der Düngung.  
*Fine-root Mg contents, two vegetation periods after fertilization.*

Die Al-Gehalte der Feinwurzeln steigen von 3.5 mg/g in der Auflage auf über 19 mg/g in 30 bis 40 cm Tiefe an. Unterschiede zwischen gedüngter Fläche und den Kontrollen wurden nicht gefunden (Abbildung 5).

In Abbildung 6 wird die relative Mykorrhizahäufigkeit (RMH) im humosen Oberboden auf der Kontrollfläche 1 und der MgSO<sub>4</sub>-Fläche von 1987 bis 1990 dargestellt. Die RMH ist definiert als Quotient aus der Anzahl der aktiven Wurzelspitzen und dem Feinstwurzeltrockengewicht. Sie kann als Maß für die Vitalität des Wurzelsystems gesehen werden. Je höher der Wert ist, desto aktiver bzw. vitaler ist das Wurzelsystem. Über den gesamten Untersuchungszeitraum sind zwischen der Nullfläche und der gedüngten Fläche keine klaren Unterschiede zu erkennen.

Unmittelbar nach der Düngung kam es zu einer leichten Erhöhung des prozentualen Anteils der unmykorrhizierten Wurzelspitzen im Vergleich zu der Nullfläche (Abbildung 7). Im Jahr 1989 und 1990 sind aber keine Unterschiede zwischen den beiden Flächen mehr zu erkennen.

In den Untersuchungsjahren 1988 bis 1990 wurden 11 Mykorrhizaformen regelmäßig und in größeren Mengen auf der Kontroll- und Kieseritfläche gefunden. Weitere Mykorrhizaformen traten in mengenmäßig vernachlässigbaren Zahlen auf. Bis 1990 sind keine deutlichen Veränderungen bezüglich der Anteile der 11 häufigen Formen zu beobachten.

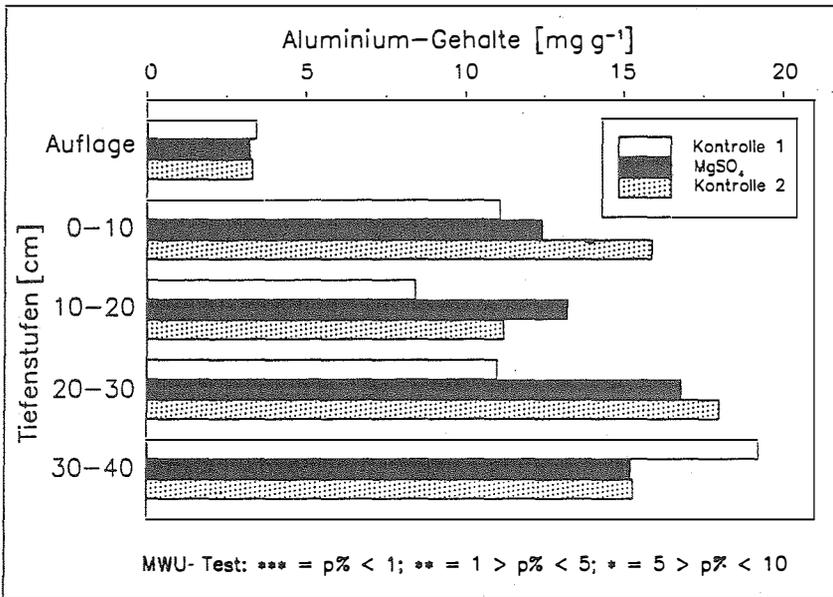


Abbildung 5: Al-Gehalte der Feinwurzeln, zwei Vegetationsperioden nach der Düngung.  
*Fine-root Al contents, two vegetation periods after fertilization.*

### Diskussion

Zwei Vegetationsperioden nach Düngung mit raschlöslichem Kieserit ist ein deutlicher Anstieg der austauschbaren Mg<sup>2+</sup>-Gehalte im gesamten Hauptwurzelraum zu beobachten. Dies führte zu einem chemotropischen Reiz für das Feinwurzelwachstum der unter Mg-Mangel stehenden Fichten. Folge davon war ein Feinwurzelzuwachs von rund 74% nach der zweiten und 120% nach der dritten Vegetationsperiode, wovon besonders der obere Mineralboden betroffen war. Dem Bestand war es so möglich, das zusätzlich eingebrachte Mg effektiv zu nutzen. Dies spiegelt sich auch in signifikant höheren Mg-Gehalten der Feinwurzeln wider, die nach der Düngung im Bereich von gut mit Mg versorgten Fichtenfeinwurzeln (vgl. MURACH, 1984; RABEN, 1988; RASPE et al., 1989) liegen.

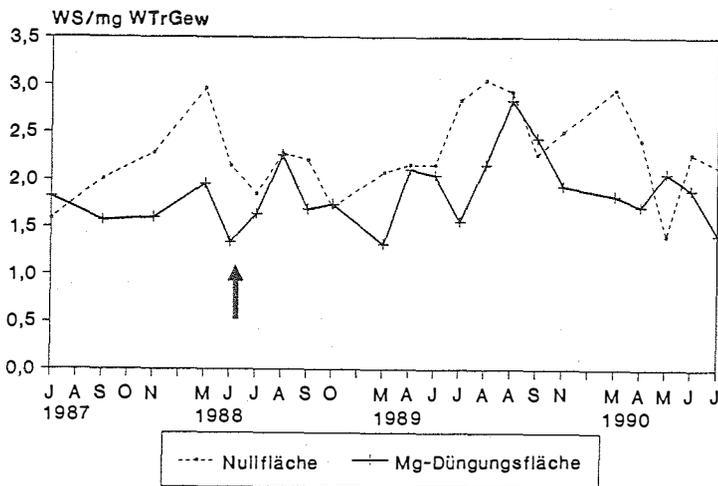


Abbildung 6: Relative Mykorrhizahäufigkeit in der organischen Auflage während der Vegetationsperioden 1987 bis 1990. Der Zeitpunkt der Düngung ist durch einen Pfeil markiert.  
*Relative mycorrhiza frequency in the organic layer during the vegetation periods from 1987 to 1990. The date of fertilizer application is indicated by an arrow.*

Bei den Al-Gehalten der Feinwurzeln sind nach der Düngung keine signifikanten Veränderungen zu erkennen. Hinweise auf Wurzelschäden durch Al-Toxizität konnten trotz der sehr hohen austauschbaren Al-Gehalte nicht gefunden werden. Obwohl kurz nach Ausbringung des Kieserits sehr hohe, potentiell toxische  $Al^{3+}$ -Konzentrationen in der Bodenlösung beobachtet wurden (vgl. FEGER, 1991), war die Vitalität der Wurzeln, ausgedrückt als RMH, zu keiner Zeit eingeschränkt. Ein höherer prozentualer Anteil der unmykorrhizierten Wurzelspitzen unmittelbar nach der Düngung deutet auf ein kurzfristig verstärktes Längenwachstum hin. Bereits eine Vegetationsperiode später sind jedoch keine Unterschiede mehr erkennbar. Eine Veränderung des Formenspektrums der Mykorrhizen war bislang ebenfalls nicht zu beobachten. Allerdings ist eine endgültige Beurteilung noch nicht möglich, da sich die Düngung eher langfristig auf die beteiligten Pilzpartner auswirken könnte.

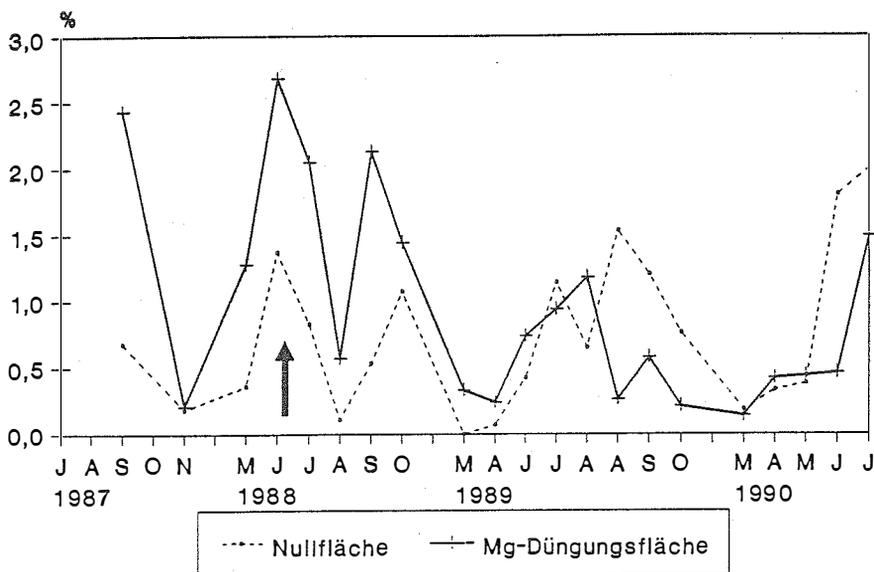


Abbildung 7: Prozentualer Anteil von unmykorrhizierten Spitzen während der Vegetationsperioden 1987 bis 1990. Der Zeitpunkt der Düngung ist durch einen Pfeil markiert.

*Relative amount of root tips (%) unaffected by mycorrhizae, observed during vegetation periods between 1987 and 1990. Date of fertilizer application is indicated by an arrow.*

Zwei Vegetationsperioden nach der Düngung zeichnete sich bereits eine deutlich bessere Durchwurzelung des gesamten Hauptwurzelraumes, insbesondere aber des Mineralbodens, ab. Dieser Trend verstärkte sich nach der dritten Vegetationsperiode weiter. Der von ULRICH et al. (1984) aufgestellte Bewertungsrahmen zur Aluminiumtoxizität, der sich im wesentlichen auf Laboruntersuchungen stützt, erscheint aufgrund der vorliegenden Ergebnisse auf Freilandbedingungen nicht übertragbar. Stattdessen ist nach Kieseritdüngung am Standort Schluchsee auch langfristig mit einer besseren Tiefendurchwurzelung zu rechnen.

### Danksagung

Wir danken Ing. agr. E. Best, L. Bittlingmaier, T. Hainzl, A. Jensen, A. Richter, M. Schmid und P. Widdersbach für die Mithilfe bei den umfangreichen Probenaufbereitung, sowie U. Benitz, B. Kury und A. Wölfelschneider für die Mithilfe bei den Laboranalysen. Für die Durchsicht des Manuskriptes danken wir Dr. K.-H. Feger.

## Literatur

- FEGER, K.-H., 1991: Bilanzierung von Stoffflüssen in magnesiumgedüngten Fichtenökosystemen im Schwarzwald (Projekt ARINUS). 'Magnesiummangel in mitteleuropäischen Waldökosystemen' Symposium in Salzburg/Österreich, 8. - 9. April 1991 (dieser Band).
- HAUG, I. und OBERWINKLER, F., 1990: Feinwurzel- und Mykorrhiza-Untersuchungen auf K-Mg- und N-Düngungsflächen. KfK/PEF-Berichte 61, 75-86.
- MURACH, D., 1984: Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundl. Berichte 77.
- RABEN, G.H., 1988: Untersuchungen zur räumzeitlichen Entwicklung boden- und wurzelchemischer Streuparameter und deren Einfluß auf die Feinwurzelentwicklung in bodensauren Waldgesellschaften des Hils. Diss., Forstw. Fak. Universität Göttingen.
- RASPE, S., FEGER, K.H. und ZÖTTL, H.W., 1989: Erfassung der Elementvorräte in der Wurzelbiomasse eines 100jährigen Fichtenbestandes (*Picea abies* Karst.) im Schwarzwald. Angew. Botanik 63, 145-163.
- REHFUESS, K.E., 1989: Zu: Bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden; Entgegnung auf eine Stellungnahme von B. Ulrich in AFZ 43/1988, Seite 1171. Allg. Forstz. 15, 390-396.
- ROST-SIEBERT, K., 1983: Aluminium-Toxizität und -Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.). Allg. Forstz. 38, 686-689.
- SCHNEIDER, B.U. und ZECH, W., 1989: Über den Einfluß Mg-haltiger Dünger auf das Wachstum und die Elementgehalte von Feinwurzeln immissionsgeschädigter Fichten. In: IMA-Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände". KfK/PEF 55, 107-118.
- ULRICH, B., PIROUZPANAH, D. und MURACH, D., 1984: Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadenssymptomen. Forstarchiv 55, 127-134.
- ULRICH, B., 1988: Bodenkundliche Forschung in Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden; Stellungnahme zu einem Artikel von K.-E. Rehfuess. Allg. Forstz. 43, 1171-1173.
- ZÖTTL, H., 1964: Düngung und Feinwurzelverteilung in Fichtenbeständen. Mitt. Bayer. Staatsforstverw., 34, 333-342.
- ZÖTTL, H.W., FEGER, K.-H. BRAHMER, G., 1987: Projekt ARINUS: I. Zielsetzung und Ausgangslage. KfK/PEF-Berichte 12(1), 269-281.

# Die Magnesiumausstattung österreichischer Waldböden und Fallbeispiele zur Düngung in Problemgebieten

Walter Kilian

Forstliche Bundesversuchsanstalt

Institut für Standortkunde

Seckendorff Gudent Weg 8, A-1131 Wien

**Abstract:** Magnesium status of Austrian forest soils and case studies for fertilization in problem areas.

According to the Austrian forest soil monitoring network the magnesium-supply of forest soils varies on a vast scale, but is generally sufficient. Mg-deficiency mainly occurs in podzols, particularly on granite. On the Ostrong mountains (Lower Austria) a forest damage area with symptoms of Mg-deficiency, foliar fertilization with Mg was successful. Soil application of dolomite powder resulted in a remarkable increase of base saturation and pH in the A<sub>n</sub>-horizon after only one year, but no changes in the crown condition of declining trees occurred. In the Glein-valley (Styria), another forest damage area with similar symptoms, foliar Mg-fertilization was ineffective, however. Among a great number of fertilizer substances and types of application classic multinutrient fertilizers in combination with Mg-Ca-carbonates had the best results, particularly with young stands.

## 1. Zur Magnesiumausstattung österreichischer Waldböden

Aufgrund der klimatischen und petrographischen Vielgestaltigkeit Österreichs ist die Bandbreite der Magnesiumvorräte in den Waldböden sehr weit: Sie geht über die bei SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL (1984) bzw. bei FIEDLER (1964) genannten Rahmenwerte von 0,08 - 0,83 % bzw. 0,17 - 2,49 % weit hinaus. Die Extremwerte der im Rahmen der österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) bisher untersuchten Böden betragen 0,01 und 23,4 % MgO (gemessen im Perchlor-Salpetersäure-Aufschluß nach ÖNORM L1085). Die Häufigkeitsverteilung der MgO-Gehalte dieses systematischen Probenetzes jeweils für den Auflagehumus und 4 Tiefenstufen des Mineralbodens zeigt Abb. 1.

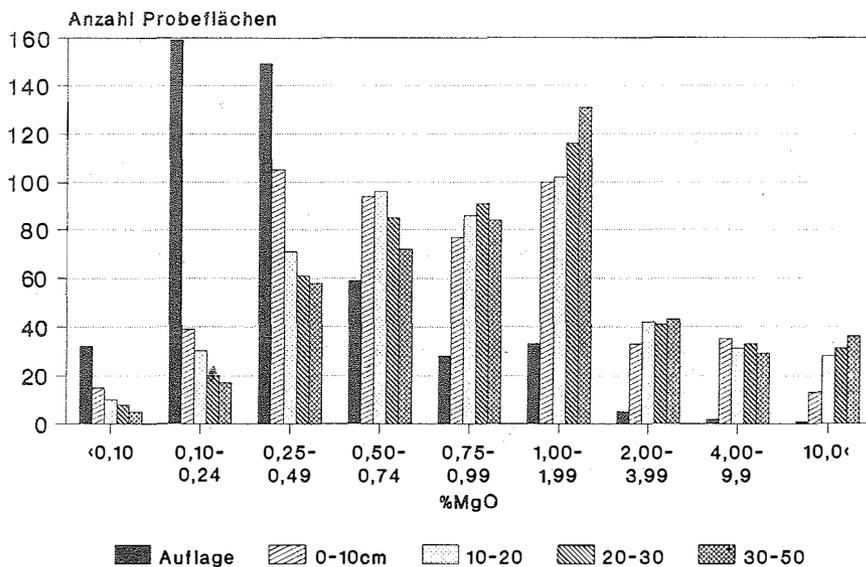


Abbildung 1: Mg-Gesamtgehalte: Verteilung der WBZI-Flächen.

Total Mg-contents for forest floor and soil: distribution within the Austrian forest soil monitoring network (WBZI).

Die Mehrzahl der österreichischen Waldböden ist eher gut mit Mg ausgestattet. Allerdings gibt es keine generell gültigen Grenzwerte für ausreichende Mg-Gehalte. Für die relative Einstufung konkreter Einzelprofile können aber recht gut die zu "Rangklassen" ( 10 gleichbesetzte Perzentilstufen) geordneten Daten der WBZI, getrennt nach karbonatfreien und karbonathaltigen Böden, als Rahmen dienen (Beispiel dazu Abb. 4).

Die Mg-Gehalte sind wesentlich abhängig vom Ausgangsmaterial: Biotitreiche Gesteine und Amphibolit sind i.a. Mg-reich, die Granite des Waldviertels, Quarzite und Sandsteine eher Mg-arm. Karbonatböden haben im Mittel etwa 4- bis 5-fach höhere Mg-Gesamtgehalte als karbonatfreie Böden, doch sind auch bei manchen karbonatfreien Böden die Mg-Gehalte oft bemerkenswert hoch. Das Maximum mit über 5,7 % MgO wurde in einer mageren sauren Braunerde gefunden. Das Ausgangsgestein steht dort offenbar Serpentin nahe, worauf auch die überdurchschnittlichen Cr-Gehalte (146 ppm) weisen.

Extreme Mg-Werte finden sich auf Magnesit bzw. in Gebieten mit Zufuhr von Magnesitstaub, wie in der Umgebung des Magnesitwerkes St. Erhard. In einer nahezu vegetationslosen Totalschadensfläche wurden dort 25 % MgO bei 6,25 % CaO und einem pH-Wert von 9,2 gemessen (KILIAN, 1981).

Die Mg-Vorräte sind deutlich nach Bodentypen differenziert (Abb. 2. Die konkreten Einzelwerte streuen aber in sehr weiten Grenzen. So ist zum Beispiel der Unterschied zwischen Rendsinen auf Kalk und Dolomit erwartungsgemäß groß; doch sind auch als Kalk angesprochene Gesteine oft stark dolomitisiert. Andererseits gibt es auch ausgesprochen Mg-arme Rendsinen mit Mg-Vorräten selbst unter solchen von Podsol.

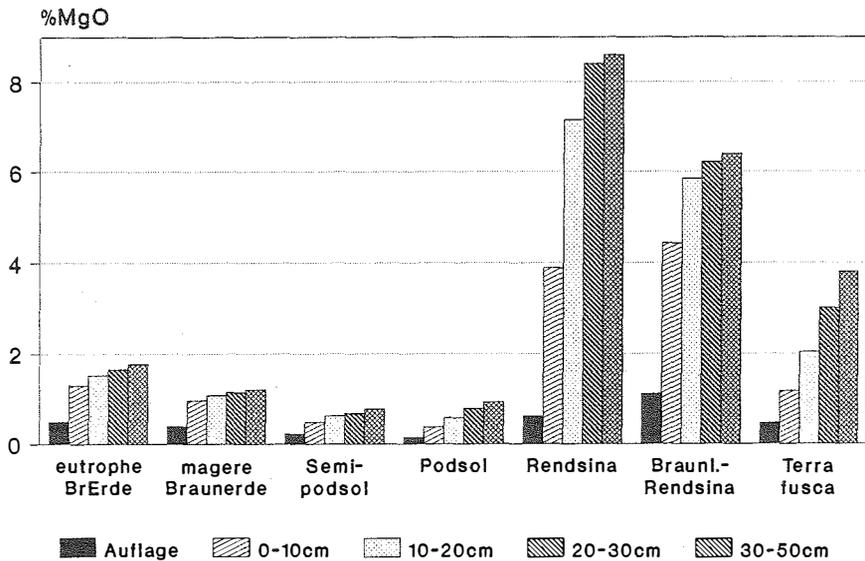


Abbildung 2: Mg-Gesamtgehalt für einige Bodentypen Österreichs (WBZI Österreich).  
*Total Mg contents of different soil types in Austria (Austrian forest soil survey).*

Im allgemeinen nimmt der Mg-Gesamtgehalt mit der Tiefe im Profil zu. Dies weist auf die leichte Beweglichkeit und Auswaschung des Mg. Andererseits zeigen insgesamt Mg-arme Bodenprofile oft eine beachtliche biogene Mg-Anreicherung im Ah-Horizont und insbesondere in der Humusauflage. Der Gehalt im Grundgestein ist in der Regel höher als im Boden darüber.

**Austauschbares Magnesium** ist leicht beweglich, steht mit der Bodenlösung in engem Gleichgewicht und repräsentiert daher gut den verfügbaren Mg-Anteil (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1984). Kalk- und Dolomitböden sowie manche Böden aus Mg-reichem Silikat haben meist auch entsprechend hohe Gehalte an austauschbarem Mg bzw. hohe Anteile an der Kationen-Austauschkapazität. Sonst ist die Korrelation mit dem Gesamtvorrat jedoch nur gering. Sie wird stark überlagert von der Azidität und der damit verbundenen Basensättigung, den bodenhydrologischen und profildynamischen Verhältnissen. Böden unter humiden Klimabedingungen sind i.a. Mg-ärmer. Dies scheint in einem E-W-Gefälle der Mittelwerte einiger Bodentypen zwischen Wuchsgebieten bzw. Bundesländern zum Ausdruck zu kommen.

Die höchsten austauschbaren Mg-Gehalte bei niedrigem Gesamtvorrat weisen meist Pseudogley- und Gleyböden auf. Relativ viel austauschbares Mg ist an Humus gebunden. Die Gehalte nehmen daher mit der Tiefe im Profil ab, aber auch der relative Mg-Anteil am gesamten Kationenbelag. Abbildung 3 zeigt die mittleren austauschbaren Mg-Gehalte einiger Bodentypen.

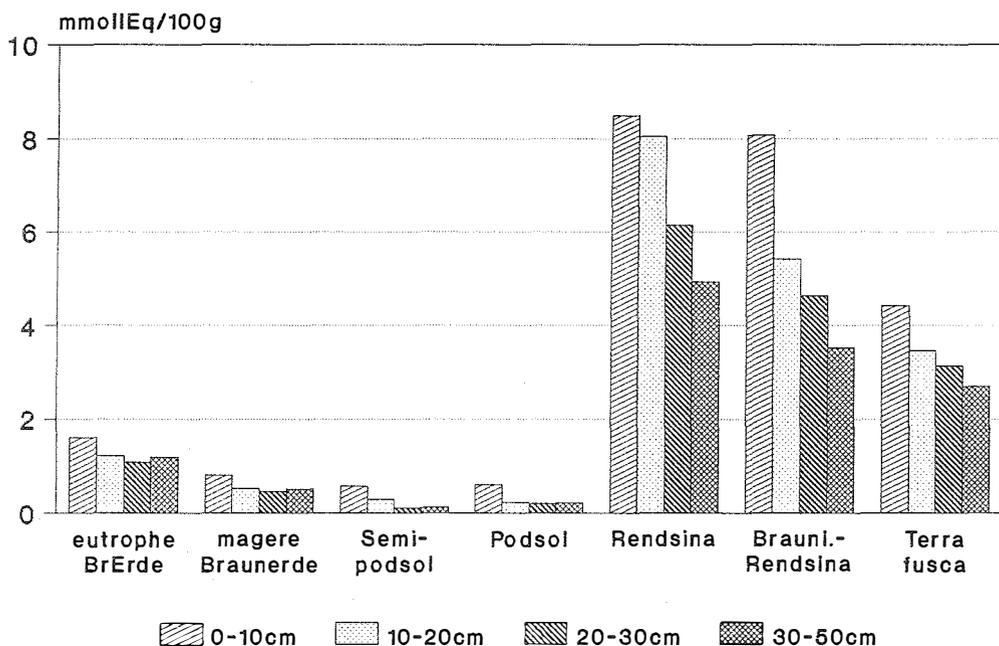


Abbildung 3: Austauschbares Mg; Mittel für einige Bodentypen (WBZI Österreich).

*Exchangeable Mg; mean values for several soil types (Austrian forest soil survey).*

Je nach Tiefenstufe haben 10-20 % der Böden einen geringen (<2 %), 1-8 % einen sehr geringen (<1 %) Mg-Anteil am Kationenbelag (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anteil des austauschbaren Mg am Gesamt-Kationenbelag (% KAK); Verteilung der WBZI-Probeflächen auf Mg-Stufen.

*Ratio of exchangeable Mg (as % of total CEC) on total exchangeable cations, stratified by soil depth and by Mg-saturation classes for the Austrian soil survey network (WBZI)..*

Mineralbodentiefe [cm]	<1%	1-1,9%	2-3,9%	>4%
0 - 10	7	39	251	213
10 - 20	26	68	198	176
20 - 30	39	63	195	178
30 - 50	40	50	198	195

Extrem niedrige Mg-Werte treten selten in allen Horizonten eines Profiles und beim Gesamtvorrat und der austauschbaren Fraktion gleichzeitig auf. Die niedrigsten Werte (Rangklasse 1) finden sich vor allem bei Semipodsol, Podsol und Ranker. Unter den Gesteinen dominieren wiederum Granit, Quarz-Glimmerschiefer und Silikatschotter, unter den Vegetationstypen Drahtschmiele-Typ, Torfmoostyp, Astmoos-Heidelbeer-Drahtschmiele-Typ und Calamagrostis villosa-Vergrasungen. Schwerpunkte niedriger Mg-Versorgung liegen im Wald- und Mühlviertel-Hauptkamm, Weilharter Forst, Rottenmanner- Seckauer Tauern und in der Kor- und Saualpe.

Als Kriterium für die Mg-Versorgung gelten auch das Ca:Mg und das K:Mg-Verhältnis. Einseitiges Angebot von Ca oder K kann auch bei höheren absoluten Mg-Gehalten zu behinderter Aufnahme führen. FIEDLER (1964) nennt als Grenzwert ein K:Mg- Verhältnis von 3,2:1. Die bei der WBZI gefundenen Werte liegen zum größten Teil weit unter diesem Betrag, ja meist sogar unter 1. Auch unter den magnesiumärmsten Böden werden K:Mg- Verhältnisse über 3,2 nur in wenigen Fällen erreicht.

## 2. Düngungsversuche zu Magnesiummangel

‘‘Neuartige Walderkrankungen’’ stehen häufig in Zusammenhang mit Störungen des Nährstoffhaushaltes und Veränderungen des Bodens. Bei dem als ‘‘akute Vergilbung’’ (TOMICZEK 1990) bezeichneten Schädigungssyndrom wurde in zahlreichen Untersuchungen (z.B. ZECH u. POPP, 1983, ZÖTTL, 1983), extremer Nährstoffmangel, insbesondere an Mg, in anderen Fällen an K oder Zn festgestellt. Düngungen können dabei an zwei Punkten einsetzen: einmal zur Stabilisierung entbasteter Böden mit Erhöhung des Ca- und Mg-Ionenbelages, zum anderen als direkte Behandlung des akuten Nährstoffmangels in den Blattorganen. Mit löslichen Mg- bzw. K-Salzen wurden rasche Erfolge erzielt (z.B: HÜTTL 1987, ZECH 1983, KAUPENJOHANN et. al., 1987). Insbesondere sollte Blattdüngung (ADAM 1985, ZECH 1983) die Nährstoffe ohne Umweg über den Boden und unter Umgehung der etwa durch Wurzelschädigung behinderten Aufnahme direkt an den Ort des Mangels bringen. Zu beiden Fragestellungen wurden in zwei Waldschadensgebieten Düngungsversuche, u.a. mit Mg-haltigen Düngern, angelegt.

## 2.1 Ostrong

Im Habsburg-Lothring'schen Forstgut Persenbeug, (Niederösterreich) wurde eine Versuchspartzele (Surpichl) für einen Blattdüngungsversuch und zwei kleinere (Walch und Stanglesboden) für eine konventionelle Bodenapplikation von Mg-Kalk (Dolomitmehl) ausgewählt.

### 2.1.1 Blattdüngungsversuch (Surpichl):

50 ha Fi-Bestand am W-Hang des Ostrong wurden im Frühjahr 1985 vom Hubschrauber aus mit 50 l/ha unverdünnter Suspension "Wuxal" (SCHERING AG) mit den Komponenten 4 N, 5 P, 3,2 K, 5 Ca, 8 Mg und Spurenelemente besprüht.

Standort: 800 m SH, montaner, mäßig frischer Fi-Ta-Bu-Wald. Vegetation: Heidelbeer-Drahtschmiele-Typ und gering deckende Drahtschmiele-Vergrasung.

Boden: Mittel- bis tiefgründige Felsbraunerde aus Biotitgneis; stark sauer, geringe Basensättigung (< 10 %, nur im A<sub>n</sub>-Horizont um 15%), Humusform Moder. Der Boden hat einen ungewöhnlich hohen Vorrat an K, ist durchschnittlich versorgt mit P und extrem arm an Ca. Der Mg-Vorrat liegt entsprechend dem Ausgangsgestein im oberen Mittelfeld österreichischer Silikatböden (70 percentil). Die austauschbaren Anteile an Mg und K sind - mit Ausnahme des A<sub>n</sub>-Horizontes - hingegen gering, im Unterboden an Mg sehr gering (Tab. 2)

Tabelle 2: Mittleres Bodenprofil Surpichl (Mittel aus 11 analysierten Profilen)

*Mean chemical characteristics of Surpichl soils (mean from 11 analyzed soil profiles)*

Horiz.	von bis	pH	C	N	C:N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	CaO	MgO			
Olf	7-3	3,2 ± 0,16	36,4	1,40	26,5	0,155	0,1 1	0,21	0,20			
Oh	3-0	3,0 ± 0,20	27,7	1,08	25,6	0,142	0,14	0,11	0,27			
Ah	0-4	3,1 ± 0,08	12,5	0,52	24,5	0,104	0,23	0,04	0,55			
AB	4-10	3,2 ± 0,18	6,0	0,27	23,9	0,067	0,07	0,03	0,77			
Bv	10-20	4,0 ± 0,11	4,0	0,18	23,0	0,067	0,3 1	0,03	0,86			
Bv	20-30	4,1 ± 0,12	2,8	0,13	22,7	0,065	0,32	0,03	0,91			
Bv	50-60	4,2 ± 0,11	1,6	0,08	22,2	0,050	0,46	0,04	1,09			
		austauschbar, mmol IEq/100 g							Korngrößen%			
	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	H	KAK	%V	2000-60 μ	60-20 μ	2-0 μ
Ah	0,25	1,06	0,57	1,45	0,04	7,5	1,23	12,1	19,5			
AB	0,12	0,33	0,30	0,55	0,04	6,1	0,43	7,9	9,5	49	33	17
10-20	0,08	0,17	0,17	0,06	0,09	3,6	0,14	4,4	9,5	48	34	18
20-30	0,05	0,14	0,06	0,02	0,03	2,8	0,10	3,2	7,8	51	22	17
30-50	0,05	0,1 1	0,04	0,01	0,02	2,0	0,10	2,4	8,3	53	30	17

## Ergebnisse

Kronenzustand: 3 gedüngte und 4 ungedüngte Probestflächen zu je 25 einzeln markierten Bäumen wurden nach WZI-Richtlinien taxiert. Die ungedüngten Bäume wiesen schon zu Versuchsbeginn einen schlechteren Zustand auf, doch ist dieser Unterschied bei der zweiten Aufnahme bedeutend weiter und hoch signifikant geworden. Die fortschreitende Verschlechterung des Kronenzustandes könnte durch die Düngung möglicherweise gebremst worden sein. Diese Ergebnisse sind jedoch nicht absicherbar.

Nadelanalysen: Alle 1-jährigen Nadeln waren vor der Düngung (Herbst 1984) sehr gut mit P und K, nicht ausreichend mit N, Ca und Mg versorgt. Die K-Gehalte schwankten uneinheitlich im Bereich hoher Versorgung. Dagegen nehmen in den ungedüngten Bäumen die N-, P-, Ca- und Mg-Gehalte stetig ab, wobei die P-Versorgung immer noch gut bleibt, N und Ca an die untere Grenze nicht ausreichender Versorgung und Mg in den Mangelbereich geraten ist. Auf den gedüngten Flächen ist diese Tendenz bei N verlangsamt, bei Ca und Mg sind die Spiegelwerte deutlich angestiegen, bei Mg bis in den Bereich ausreichender Versorgung.

Tabelle 3: Surpichl: Mittlere Elementgehalte einjähriger Nadeln und mittlere Veränderungen zwischen den Beobachtungsterminen . Mittel aus 6 gedüngten, 4 ungedüngten Probestämmen (aus KILIAN 1988). t-Test für Mittelwertvergleich und für Veränderungen aus paarweisem Wertevergleich.

*Surpichl: Mean nutrient contents of current needles of 1984, 1985 and 1986 for fertilized (n=6) and unfertilized (n=4) trees and mean interannual differences. Asterisks indicate statistically significant differences (paired comparisons)*

		mittlere Gehalte (% i.Tr.)			mittlere Änderungen ppm		
		1984	1985	1986	84/85	85/86	84/86
N	gedüngt	1,422	1,477	1,412	550 *	-650	-100
	ungedüngt	1,425	1,438	1,302	130	-1350 **	-1220
	Differenz	-0,003	0,039	0,110	420	700	1120
P	gedüngt	0,163	0,147	0,145	-167 *	20	-187
	ungedüngt	0,187	0,165	0,140	-225	-250	-475
	Differenz	0,025	0,018	0,005	42	-200	152
K	gedüngt	0,585	0,518	0,522	-670	+40	-630
	ungedüngt	0,582	0,445	0,608	-1370	1630 *	260
	Differenz	0,003	0,073	-0,086	700	1590	890
Ca	gedüngt	0,183	0,255	0,220	720 ***	-355	365
	ungedüngt	0,198	0,185	0,138	-125	-475 *	-600
	Differenz	-0,015	0,070	0,082	845 **	120	965 **
Mg	gedüngt	0,092	0,120	0,112	280 **	-83	197 **
	ungedüngt	0,090	0,088	0,063	-25	-250	-275
	Differenz	0,002	0,032 *	0,049**	305 **	167	472 **

Nach einem Maximum 1985 bleibt die Differenz der mittleren Mg-Gehalte und die mittlere Veränderung an den Einzelbäumen zwischen 1984 und 1986 immer noch hoch signifikant. Sollten die Nadeln 1985 noch durch Düngerreste kontaminiert gewesen sein, so muß die deutlich höhere Mg-Konzentration der 1-jährigen Nadeln 1986 ausschließlich auf aktiver Einlagerung beruhen. Die 2-jährigen Nadeln zeigen gleichsinnige Trends, doch muß hier 1985 Störung durch oberflächlich haftenden Dünger angenommen werden. Nach den Nadelanalysen hat somit die Blattdüngung zumindest im 2-jährigen Beobachtungszeitraum eine deutliche Verbesserung der Ernährungssituation bewirkt.

### 2.1.2 Bodendüngungsversuche mit "Magnesiakalk" (Walch und Stanglesboden)

In mittelalten Fi-Beständen wurden praxisnahe Schauversuche mit folgenden Düngevarianten angelegt:

Walch: 2000 kg Dolomitmehl  
 Stanglesboden: Variante 1: 1500 kg Dolomitmehl  
 Variante 2: 3000 kg Dolomitmehl

Der Dünger wurde 1985 von Hand ausgebracht.

Ausgangslage:

Bisher liegen von 1984 und 1986 Bodenanalysen vom Auflagehumus und 0-10 cm Mineralboden ( $A_n$ ) von mehreren Punkten je Versuchsglied vor, Nadelanalysen von 2 Bäumen je Versuchsglied; Kronenansprachen von 1985 und 1987, jeweils April und August.

Der Boden ist jenem von Surpichl ähnlich. Vor Versuchsbeginn war die Versorgung der 1-jährigen Nadeln mit P und K generell gut, mit N knapp ausreichend. In Stanglesboden war Ca knapp nichtausreichend, Mg ausreichend. In Walch hingegen waren Ca und Mg nichtausreichend an der Grenze zu Mangel.

Tabelle 4: Nadelanalysen  
*Needle analyses*

Walch O-Fläche				2,0t		
	1984	1986	rel-%	1984	1986	rel%
N	1,42	1,36	- 4%	1,53	1,45	-5%
P	0,17	0,14	-11%	0,17	0,14	-21%
K	0,71	0,72	+3%	0,64	0,66	+4%
Ca	0,15	0,20	+34%	0,21	0,33	+55%
Mg	0,09	0,10	+11%	0,08	0,11	+41%

Stanglesboden O-Fläche				1,5 t			3,0 t		
	1984	1986	rel%	1984	1986	rel-%	1984	1986	rel-%
N	1,46	1,42	- 3%	1,50	1,35	-10%	1,61	1,53	- 5%
P	0,17	0,16	- 6%	0,16	0,15	- 9%	0,18	0,17	- 3%
K	0,51	0,59	+16%	0,54	0,64	+28%	0,59	0,66	+12%
Ca	0,39	0,43	+12%	0,36	0,43	+18%	0,39	0,46	+20%
Mg	0,14	0,15	+8%	0,15	0,16	+4%	0,13	0,14	+4%

#### Ergebnisse:

Der Kronenzustand nach WBZI-Kriterien hat sich überall stetig verbessert. Ein Unterschied zwischen gedüngten und ungedüngten Parzellen ist dabei nicht erkennbar. Bei der Mehrzahl der vergilbten Bäume ist eine markante Grünfärbung eingetreten; ihr steht aber neue Vergilbung

anfangs grüner Individuen gegenüber. Ein eindeutiger Trend kann auch davon nicht abgeleitet werden. Im Kronenzustand ist somit bisher kein Düngungseffekt nachweisbar.

In allen Nadelproben sanken - unabhängig von der Düngung - die N- und P-Gehalte und stiegen die K-, Ca- und Mg-Konzentrationen. Der Anstieg der Ca- und Mg-Konzentration in den gedüngten Flächen ist stärker, letzterer insbesondere dort, wo vorher deutlicher Mg-Mangel geherrscht hat; die Unterschiede sind aber nicht signifikant (Tab. 4).

Im Boden sind pH-Wert und Ca-Vorrat im Auflagehumus der gedüngten Parzellen erwartungsgemäß gestiegen, Ca jedoch nicht in dem rechnerisch zu erwartenden Ausmaß. Ein Anstieg des Mg-Gehaltes ist nur in der Auflage in Walch erkennbar; ebenso wurde kein Karbonat gefunden. Dagegen ist bereits im A-Horizont neben dem pH-Wert die Basensättigung drastisch und proportional zu den gestaffelten Düngergaben (in Walch von 7% auf 63 %!) und neben Ca vor allem der Gehalt an austauschbarem Mg auf das Doppelte und mehr angestiegen (Tab. 5). Der Karbonatmehl ist also offenbar in Lösung gegangen und in den obersten Mineralboden vordrungen, die Düngung somit bereits ökologisch wirksam geworden.

Tabelle 5: Bodenanalysen (Mittelwerte)  
*Soil analyses (mean values)*

Probe	pH	P2O5 % (Perchlor-Salp.Sre)	K2O	CaO	MgO	N %	K	Ca austauschbar, mmol IEq	Mg	Al	V %
<b>Walch</b>											
<b>O-Fläche</b>											
1984 O	2,8	0,15	0,11	0,20	0,17	1,46					
A	3,1	0,08	0,26	0,03	0,56	0,35	0,18	0,28	0,49	11,01	7
1986 O	3,1	0,15	0,10	0,25	0,11	1,41					
A	3,3	0,08	0,23	0,04	0,55	0,41	0,15	0,81	0,38	8,24	12
<b>2 t Mg Kalk</b>											
1984 O	2,9	0,18	0,14	0,16	0,21	1,18					
A	3,1	0,08	0,24	0,03	0,58	0,53	0,21	0,24	0,44	10,72	6
1986 O	4,7	0,16	0,08	1,85	0,45	1,46					
A	3,9	0,10	0,16	0,25	0,47	0,59	0,18	9,25	2,31	5,74	63
<b>Stanglesboden</b>											
<b>O-Fläche</b>											
1984 O	3,1	0,10	0,18	0,22	0,37	1,01					
A	3,3	0,05	0,34	0,04	0,83	0,24	0,10	0,66	0,44	7,35	13
1986 O	3,6	0,11	0,14	0,43	0,26	1,04					
A	3,5	0,06	0,30	0,04	0,80	0,30	0,29	0,99	0,41	6,40	19
<b>1,5t Mg-Kalk</b>											
1984 O	3,2	0,13	0,17	0,22	0,36	1,09					
A	3,4	0,06	0,33	0,04	0,84	0,28	0,13	0,59	0,45	6,39	14
1986 O	3,9	0,11	0,15	0,58	0,34	1,02					
A	4,0	0,05	0,29	0,08	0,87	0,26	0,15	2,09	0,70	3,85	41
<b>3,0t Mg-Kalk</b>											
1984 O	3,2	0,12	0,18	0,22	0,36	1,17					
A	3,4	0,05	0,33	0,04	0,86	0,24	0,14	0,53	0,45	5,82	14
1986 O	4,6	0,13	0,11	1,09	0,21	1,32					
A	3,9	0,06	0,27	0,14	0,76	0,35	0,15	4,66	0,93	3,93	52

## 2.2 Glein

Im Bereich des Gleingrabens treten seit etwa 1983 ausgedehnte Schädigungen in Fichtenbeständen aller Altersklassen mit dem Symptomkomplex "akute Nadelvergilbung" (TOMICZEK 1990) auf. In diesem Schadensgebiet läuft seit 1985 ein interdisziplinäres Forschungsprogramm unter Federführung der FBVA. Als Arbeitshypothese galt unter anderem eine Störung der Nährstoffversorgung, vor allem Störungen im Aufnahmemechanismus durch (in großem Umfang nachgewiesene) Wurzelschädigung. Auf Grund dieser Überlegungen wurde eine Reihe von Düngungsversuchen angelegt, welche eine Vielzahl von Düngemitteln, Dosierungen und Applikationsformen einschließlich "Alternativpräparaten" umfaßte.

### Ausgangslage:

Die Nadelanalysen 1983/84 am Bioindikatornetz ergaben für das Arbeitsgebiet N-Mangel, geringe Ca-Ausstattung und vor allem unzureichende Mg-Versorgung. Das später eingerichtete dichtere Kontrollnetz zeigte ein etwas anderes Bild: In den Nadeln vornehmlich mangelhafte N- und K-Versorgung, und erst untergeordnet unzureichende bis mangelhafte Mg- und Ca-Gehalte, wobei die Konzentrationen in den einzelnen Probestämmen jährlich stark schwankten. Lediglich die P-Versorgung war stets und überall reichlich.

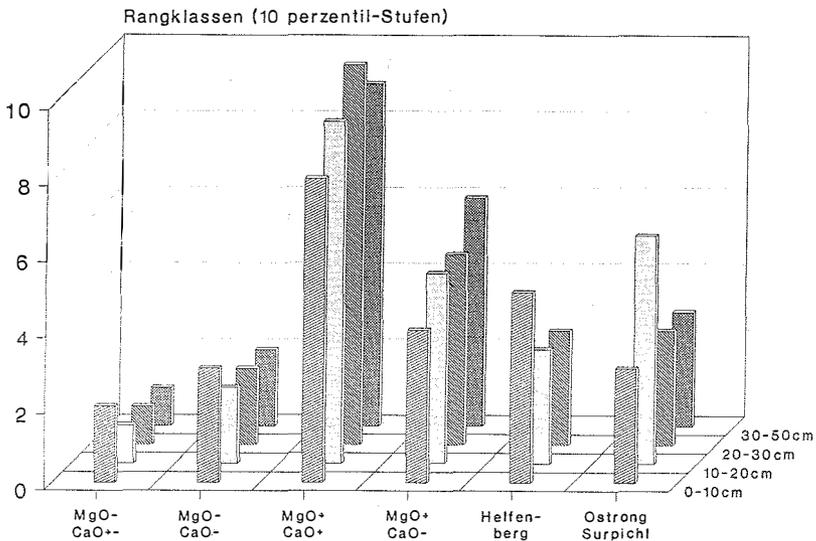


Abbildung 4: Anteil des austauschbaren Mg am Kationenbelag (in % KAK); ausgewählte Profile aus Glein mit relativ geringer und mit hoher Mg- und Ca-Grundausstattung im Vergleich zu einigen anderen Gebieten. Dargestellt durch Zuordnung zu den Rangklassen des WBZ1-Probenetzes für karbonatfreie Böden.

*Ratio of exchangeable Mg (as % of total CEC); selected profiles from Glein (Styria) with poor and high Mg- and Ca-content as compared to other areas. Stratified according to Mg-saturation classes (as given in table 1).*

Der im gesamten Gleinalmgebiet vorherrschende Amphibolit und die dunkelbraunen, tiefgründig humosen Braunerdeprofile ließen eine gute Basensättigung und insbesondere hohe Mg-Ausstattung erwarten. Es lag also nahe, eine physiologisch bedingte Behinderung der Aufnahme bei relativ gutem Angebot aus dem Boden anzunehmen.

Die Bodenanalysen widersprachen allerdings diesem Geländeaspekt und erweckten damit den Eindruck einer Disharmonie zwischen der langfristigen Bodenentwicklung und dem derzeitigen

bodenchemischen Zustand: Die Böden sind durchwegs stark sauer und nur mäßig bis gering mit Basen gesättigt, der Gesamtvorrat an K und Ca ist sehr gering. Der Mg-Vorrat und das austauschbare Mg variieren entgegen dem monotonen Feldaspekt und Waldbild zwischen den einzelnen Punkten in weiten Grenzen. Abbildung 4 gibt die Bandbreite der Mg-Ausstattung einiger Profile und ihre Stellung im Verhältnis zum österreichische Durchschnitt anhand von Rangklassenzuordnung deutlich wieder. Diese räumliche Differenzierung der Nährstoffgehalte im Boden ließ aber keine Korrelation mit den Nadelspiegelwerten erkennen.

Versuchsvarianten:

Vorversuch: Einkleinflächiger Pilotversuch mit mehreren Blatt- und Bodendüngern (Sequestren 8% Fe, Harnstoff-Lösung, Wuxal-Suspension; Patentkali 625 kg/ha, Sequestren 6%) in einem stark vergilbten Jungwuchs zeigte schon nach wenigen Wochen deutliche Reaktionen, insbes. die Blattdüngung mit Wuxal: die anfangs wenig vergilbten Bäume wurden kräftig grün und hatten gut entwickelte Jahrestriebe, die bereits stärker vergilbten Fichten blieben unverändert.

Aviotechnische Blattdüngung: Aufgrund der Erstbefunde, der dargestellten Arbeitshypothese sowie ermutigt durch die Ergebnisse dieses Pilotversuches wurde 1986 auf etwa 300 ha eine Blattdüngung durchgeführt, vorrangig als praktische Forstschutzmaßnahme, um der Gefahr einer fortschreitenden Entwaldung des Gebietes zu begegnen. Gleichzeitig konnte sie als diagnostischer Versuch dienen. Ausgebracht wurden:

“Wuxal” (Fa. Schering, wie Ostrong) in Varianten 50 l, 100 l und 200 l Konzentrat je ha.

Konzentrierte Harnstofflösung, 50 kg in 200 l Wasser/ha.

Blattdünger (Fa. Fattinger): “Kemagrün” (10+4+7+Sp) + 20kg Mg-Sulfat + 1kg Niklazell” auf 100 l Lösung, 70 l/ha.

BASF-Flüssigdünger 25 l “Basfoliar 12/4/6”, 25 l “Basfoliar Combi-Stipp” + 3,3 kg “Fetrilon-Kombi”, 1,5 kg MgO und 1,5 kg KOH auf 100 l Lösung/ha.

Bodendüngung zu Stangen- und Baumholz: Ausgebracht wurden

600 kg Nitramoncal + 200 kg Patentkali/ha.

Wie oben, aber zusätzlich 1,5 t/ha Kalk bzw. Mg-Kalk.

1500kg/ha “Silvital” (Fa. Fattinger) Zusammensetzung: 0/4/0/22/19 + Spurenelemente; Ca und Mg als Karbonat.

Versuchsreihe in 15j. stark vergilbtem Fichtenjungwuchs:

Blattdüngung mit “Fetrilon Combi” (9% MgO, 4% Fe, 4% Mn; Zn, Cu, B); 10 kg mit 5 kg Agroflox-Haftmittel, in 1200 l Wasser/ha.

Blattdüngung mit “Dolomit C” (Fa. Fattinger), Zusammensetzung 0/0/0,1/20,5/27+Sp; 50kg in 1200 l Wasser/ha.

1000 kg Vollkorn blau (14/6/18/0/3+Sp.) + 1200 kg Mg-Kalk (65% CaO + 15% MgO), Chemie Linz AG.

300 kg/ha Bittersalz plus 500 kg/ha Patentkali.

BASF-Granulat aus Nitrat-N, K-Sulfat, Ca- und Mg-Carbonat (Relation: 4/0/11/16/18 2t/ha.

Versuchsreihe der Universität Graz in 25j. stark vergilbter Fichtenjungend:

Carboxymethylzellulose (CMC);

CMC + 2400 kg Serpentinmehl

1000 kg Vollkorn blau + Mn-Sulfat

1000 kg Vollkorn blau + Mn-Sulfat + CMC

wie vor, jedoch plus 1600 kg Mg-Kalk.

“Laktofol” (Blattdünger auf Milchsäurebasis) Fa. Agroconsult

**Bisherige Ergebnisse:**

Aus den Nadelanalysen des Kontrollnetzes und ausgewählten Vergleichsbaum-Paaren (STEFAN 1989) sowie nach den Leitfähigkeitsmessungen im Saftstrom (TOMICZEK 1990) ist bisher keine nennenswerte Wirkung der Blattdüngung erkennbar, selbst bei der höchsten Dosis mit Wuxal. Insgesamt überwiegt fortschreitende Abnahme der Spiegelwerte, insbesondere bei N und Ca. Allenfalls läßt sich dabei eine gewisse Differenzierung der Wuxal-Behandlung durch geringere Abnahme von N und Ca ablesen, doch ist dies statistisch nicht gesichert.

Die Bodendüngung "Nitramoncal + Kalk" im Baumholz erbrachte eine ebenfalls nicht absicherbar geringere Abnahme an Ca und N in den Nadeln.

In den Stangenholzparzellen bewirkte Düngung mit Nitramoncal + Mg-Kalk (1989) bereits im Folgejahr einen Anstieg der N-, K- und Ca-Spiegelwerte und eine geringe Abnahme von Mg gegenüber der starken Abnahme von K, Ca und Mg in den Vergleichsparzellen.

Die Mg-Kalkvariante im Versuch "Univ. Graz" zeigte eine deutliche Abnahme von Fraßschäden an Mykhorrisa und Feinwurzeln (GÖBL 1990).

Nicht den Erwartungen entsprechend waren auch die Ergebnisse im Jungwuchs. Die ungedüngten Bäume zeigten dort unzureichende Ausstattung mit Mg und P und Mangel an N; die Ausstattung mit Ca war hingegen gut, die mit K sehr hoch (0,75% K!).

Die Varianten "Dolomit C" und "Fetrilon" zeigten keine Düngerwirkung.

In der Parzelle mit löslichen K-Mg-Salzen traten erhöhte K- und N-Spiegelwerte, jedoch keine abweichenden Mg-Gehalte auf, wie zu erwarten gewesen wäre.

Die Mehrnährstoffdüngung mit Vollkorn + Mg-Kalk zeigte hingegen eine deutliche Wirkung: Erhöhung der N-Konzentration um 70% sowie von P und K. Die Parzelle mit BASF-Dünger verhielt sich ähnlich: erhöhte N- und K-Spiegelwerte sowie undeutliche Erhöhung des Ca-Gehaltes. Beide Parzellen waren schon im nächsten Jahr durch dunkelgrüne Färbung scharf von den umgebenden vergilbten Jungbeständen abgegrenzt.

Dieser einseitige Düngungserfolg mit klassischen N-betonten Mehrnährstoffdüngern kombiniert mit Mg-Kalk, ebenso wie der Mißerfolg der Blattdüngung waren nach der Arbeitshypothese des Projektes unerwartet. Offenbar ist der trotz steigender N-Einträge noch immer in vielen Gebieten vorherrschende N-Mangel ein begrenzender Faktor für gesundes Baumwachstum, ebenso wie die unzureichende Basensättigung.

Die Vielfalt der österreichischen Waldböden und die Ergebnisse der als Fallbeispiele dargestellten Düngungsversuche in geschädigten Wäldern zeigen einmal mehr, daß nur bei eingehender Diagnose des Einzelfalles Erfolgsaussichten für entsprechende Sanierungsmaßnahmen bestehen.

## Literatur

- ADAM, K., 1985: Versuche zur Minderung der Walderkrankung. Teil II: Versuche mit neuen Präparaten und Verfahren zur Behandlung der Walderkrankung. Mitt.d. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- FIEDLER, J., 1964: Lehrbuch der Bodenkunde. VEB Fischer, Jena
- GÖBL, F., 1990: Mycorrhiza- und Feinwurzeluntersuchungen im Waldschadensgebiet Gleingraben und Gleinalpe II u. III. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. Wien, 163/III 5-38.
- HÜTTL, R.F., 1987: Neuartige Waldschäden, Ernährungsstörungen und Düngung. AFZ 12: 289-299.
- KAUPENJOHANN, M., ZECH, W., HANTSCHHEL, R. und HORN, R., 1987: Ergebnisse von Düngungsversuchen mit Magnesium an vermutlich immissionsgeschädigten Fichten (*Picea abies* [L.] Karst.) im Fichtelgebirge. Forstw. Cbl. 78-83.
- KILIAN, W., 1981: Anreicherung von Immissionsstoffen im Boden. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. Wien 137/II.
- KILIAN, W., 1988: Düngungsversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände am Ostrong. FBVA-Berichte - Schriftenr.d.Forstl.Bundesvers.Anst. Wien, Heft 31.
- KILIAN, W., 1989: Diagnostische Düngungsversuche im Gleinalmgebiet. Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. Wien, 163/Bd.II
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P., 1984: Lehrbuch der Bodenkunde 11, neu bearbeitete Auflage von P.SCHACHTSCHABEL und H.P. BLUME. Enke, Stuttgart.
- STEFAN, K., 1989: Schadstoff- und Nährstoffgehalte in Fichtennadeln im Gleinalmgebiet. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. Wien, 163/Bd. II.
- TOMICZEK, Ch., 1990: Forstpathologische Erhebungen im Gebiet der Glein (III). Mitt. Forstl. Bundesvers.Anst. 163/Bd.III.
- ZECH, W., 1983: Kann Magnesium immissionsgeschädigte Tannen retten? Allg. Forstz. 38, 1983, 237.
- ZÖTTL, H.W. und MIES, E., 1983: Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allg. Forst- u. J. Ztg. 154 6/7, 110-114.
- ZÖTTL, H.W. u. HÜTTL, R.F., 1986: Nutrient supply and forest decline in Southwest-Germany; Sympos. on acid precipitation Muscoa, Canada.

# Mehrjährige Erfahrungen mit der Magnesiumdüngung in Waldökosystemen des Fichtelgebirges

Martin Kaupenjohann

Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie  
Universität Bayreuth, D-8580 Bayreuth

## Abstract: Experiences of several years with Mg fertilization in forest ecosystems of the Fichtelgebirge.

*New type of forest decline symptoms are frequently associated with nutritional imbalances, especially with Mg deficiency. Application of Mg fertilizers and liming has become a common practice. In consequence a kieserite and lime experiment at a Mg deficient Norway spruce stand in Oberwarmensteinach/Fichtelgebirge was carried out. The trials proved to cause a sustained increase in soil - Mg content, probably due to sulphate adsorption. Kieserite application improved root growth in mineral soil layers. The Mg status of trees recovered rapidly. Fertilizer effects on needle Mg contents could be observed even 7 years after treatment. Generally visually recovered trees showed higher increment rates than trees with yellowing symptoms. Our data give similar results as other fertilizer experiments in the Fichtelgebirge and all over Germany. Fertilization and liming are appropriate strategies to stabilize declining forests.*

## 1. Magnesium - Versorgung

Die seit nunmehr etwa zehn Jahren im Zusammenhang mit der Ursachenerforschung des Waldsterbens durchgeführten ernährungskundlichen Untersuchungen belegen, daß Nährstoffmängel eine wichtige Rolle für die Symptomausprägung und naturräumliche Abgrenzung der Schäden spielen. Magnesiummangel auf versauerten Böden aus basenarmen Gesteinen ist mit Blick auf diese Problematik wohl das am weitesten verbreitete Phänomen (ZÖTTL, 1990).

Die in den Jahren von 1983 bis 1986 in den Wuchsgebieten Fichtelgebirge/Steinwald und Frankenwald durchgeführten Nadeluntersuchungen an Fichten ergeben mit  $0.9 \text{ mg Mg g}^{-1}$  Nadeln trockenmasse zwar eine im Durchschnitt als gerade noch ausreichend einzustufende Mg-Versorgung rezentener Nadeln (Tabelle 1), dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß diese Statistik auch mit Mg gedüngte Bestände einschließt.

Tabelle 1: Nährelementgehalte rezentener Nadeln ( $\text{mg g}^{-1}$ ) von insgesamt 138 Fichtenprobeflächen - vorwiegend aus dem Fichtelgebirge - die in den Jahren von 1983 bis 1986 untersucht wurden (KAUPENJOHANN 1989, S. 30).

*Nutrient content of current needles ( $\text{mg g}^{-1}$ ) of 138 Norway spruce stands - located primarily in the Fichtelgebirge - that where investigated between 1983 and 1986 (KAUPENJOHANN 1989, S. 30).*

	Mittelwert	Standard abweichung	Minimum	Maximum
N	14.0	2.0	8.6	20.5
P	1.7	0.4	0.7	2.7
K	6.3	2.2	2.4	13.7
Ca	3.3	1.5	1.0	6.9
Mg	0.9	0.5	0.2	2.5

Von den ungedüngten Beständen im Untersuchungsgebiet waren dagegen im genannten Zeitraum etwa die Hälfte knapp mit Mg ernährt (Abbildung 1). Auf sehr basenarmen Standorten korrelieren die K- und Mg-Versorgung positiv, während die K-Ernährung auf den Mg-reichen Böden problematisch werden kann.

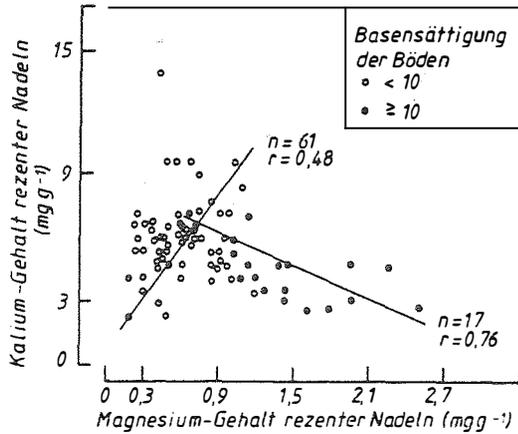


Abbildung 1: Auf den basenarmen Waldstandorten im Fichtelgebirge weisen etwa 50% der beprobten Fichtenbestände Mg-Mangel auf.

*50 % of Norway spruce stands on low-base saturated forest soils in the Fichtelgebirge are Mg deficient.*

Auf Beziehungen zwischen der Mg-Ernährung von Waldbeständen und der Mg-Versorgung der Böden wurde bereits am Anfang der Waldschadensforschung hingewiesen (ZÖTTL und MIES, 1983, ZECH et al., 1985). Die In-Situ-Bodenlösung muß nach Berechnungen von KAUPENJOHANN (1989, S. 136 ff.) mindestens  $0.5 \text{ mg Mg l}^{-1}$  enthalten, um Fichten auf einem Schadstandort im Fichtelgebirge ausreichend mit Mg zu versorgen. Bei Mg-Gehalten von  $< 0.2 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$  im  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakt von Böden ist nach LIU und TRÜBY (1989) mit Mg-Mangel zu rechnen. Diese Bodenextraktionsmethode läßt sich jedoch nicht ohne Einschränkung auf die hier untersuchten Bestände übertragen (Abbildung 2, vgl. auch REHFUESS, 1988). Dagegen kennzeichnet die neuentwickelte PSE-Methode die Mg-Verfügbarkeit dieser Böden sehr gut. Die genannte Bodenextraktionsmethode berücksichtigt sowohl die natürliche Bodenstruktur als auch den bestandesspezifischen atmodgenen Säureeintrag (KAUPENJOHANN 1989, S. 75 ff.). Beides sind Faktoren, die nach jüngeren Untersuchungen eine bedeutende Rolle für die Basenverfügbarkeit von Böden spielen (HORN, 1987, KAUPENJOHANN et al., 1987, HANTSCHSEL et al., 1988, HILDEBRAND 1989).

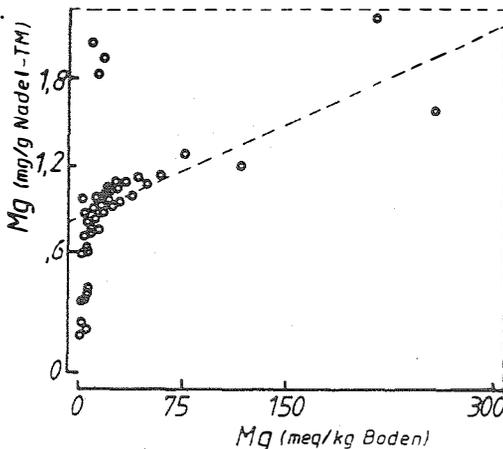


Abbildung 2: Die Beziehung zwischen  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -extrahierbarem Mg im Boden und den Mg-Nadelspiegelwerten von Fichten ist lose (KAUPENJOHANN 1989, S. 49). Bei sehr niedrigen Bodenwerten deutet sich aber ein starker Abfall der Mg-Nadelspiegelwerte an (vgl. auch LIU und TRÜBY 1989).

*The correlation between  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -extractable Mg in the mineral soil and needle Mg contents of Norway spruce is weak (KAUPENJOHANN 1989, S. 49). Extremely low soil contents parallel poor Mg contents in the needles (compare LIU and TRÜBY 1989).*

Die beschriebenen Zusammenhänge zwischen Bodenversorgung und Mg-Ernährung von Wäldern lassen die Mg-Düngung und -Kalkung als erfolgversprechendes Revitalisierungskonzept gegen den verbreiteten Mg-Mangel erscheinen. Positive Ergebnisse von Mg-Spritzungen an Tannen und Fichten stützen diese Vermutung (ZECH und POPP, 1983, KAUPENJOHANN, 1989, S. 131 ff.). Zur Überprüfung wurden Anfang der achtziger Jahre zahlreiche Düngungsversuche in Deutschland angelegt (vgl. z.B. HÜTTL, 1985, HANISCH, 1989). Dabei erfolgte die Mg-Gabe sowohl als raschlösliches Neutralsalz, z.B. in Form von Kieserit, als auch in carbonatischer bzw. oxidischer Form mitentsprechender Kalkwirkung. Nachfolgend werden die Erfahrungen mit der Mg-Düngung und -Kalkung von Fichten im Fichtelgebirge zusammengefaßt. Dies geschieht exemplarisch an Ergebnissen aus dem Düngungsversuch "Oberwarmensteinach".

Untersuchungsergebnisse weiter Versuche im Fichtelgebirge sind bei KAUPENJOHANN (1989, S. 131 ff.) dargestellt.

## 2. Düngungs- und Kalkungsversuche

Im Frühjahr 1983 wurde der diagnostische Düngungsversuch Oberwarmensteinach in einem ca. 40jährigen, stark gelbspitzigen Fichtenbestand auf Braunerde-Podsolen aus Phyllit angelegt. Die Versuchsglieder beinhalten Mg-, Mg+K+N-, Mg+K+N+P- und MgO-Applikationen (vgl. KAUPENJOHANN, 1989, S 139). Davon werden an dieser Stelle die Effekte der Mg- (1000kg Kieserit ha<sup>-1</sup>) und MgO-Gabe (10t halbgebrannter Dolomit ha<sup>-1</sup>) auf bodenchemische Eigenschaften, Wurzelwachstum, Ernährungszustand und Zuwachs der Fichten verglichen.

### 2.1. Effekte auf den Boden

Im Zeitraum vom September 1984 bis zum August 1986 wurden die Bodenlösungen auf den Versuchsflächen mittels Saugkerzen kontinuierlich abgepumpt und wöchentlich analysiert. Nach Abbildung 3 haben die Düngung und Kalkung zu einer Erhöhung der Mg-Gehalte der Bodenlösungen um durchschnittlich mindestens das zehnfache gegenüber der ungedüngten Parzelle geführt.

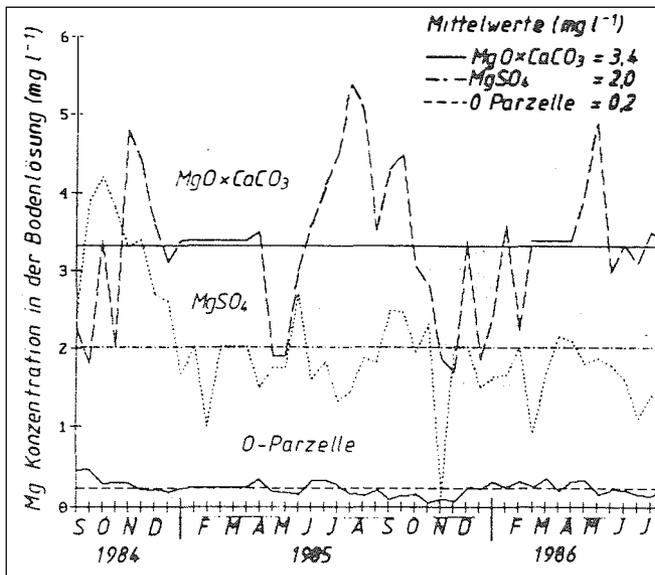


Abbildung 3: Die Mg-Gehalte der Bodenlösungen unter den gedüngten bzw. gekalkten Fichten liegen stets über jenen der Kontrollfläche (durchschnittliche Beprobungstiefe 30-40 cm).

*Mg concentrations of the soil solution of the fertilized plots are constantly higher than in the control plot (average sampling depth 30-40 cm).*

Gleichzeitig stiegen die durchschnittlichen Mg/Al-Verhältnisse in den Bodenlösungen an, während sich die Ca/Al-Relationen kaum veränderten (Abbildung 4).

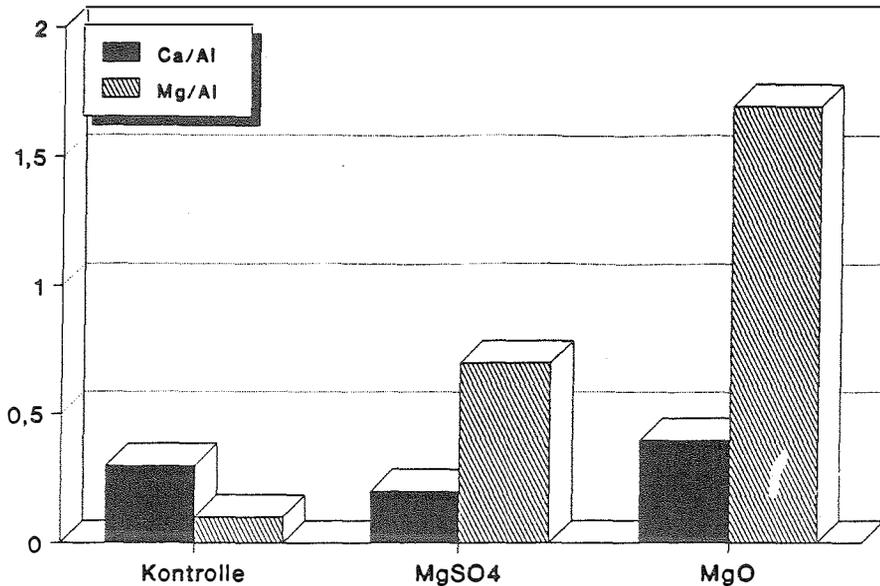


Abbildung 4: Durchschnittliche molare Verhältnisse von Mg bzw. Ca zu Al in den Bodenlösungen auf dem Standort Oberwarmensteinach (Bodentiefe ca. 30 bis 40 cm).  
*Mean molar ratios of Mg resp. Ca versus Al in the soil solution at Oberwarmensteinach (Soil depth 30 to 40 cm).*

Die durch  $\text{NH}_4$  austauschbaren Mg-Vorräte waren ebenfalls auf den Düngungsflächen deutlich gegenüber der Kontrollvariante erhöht, wie durch die Ergebnisse der Inventuren sowohl zwei, als auch vier Jahre nach der Behandlung belegt werden kann (Tabelle 2).

Tabelle 2: Vorräte des mit  $\text{NH}_4$ -austauschbaren Magnesiums im Boden ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).  
*Amount of  $\text{NH}_4$ -extractable magnesium in the mineral soil ( $\text{kg ha}^{-1}$ ).*

Jahr	Bodentiefe [cm]	Kontrolle	MgSO <sub>4</sub> (160 kg Mg ha <sup>-1</sup> )	MgO (1800 kg Mg ha <sup>-1</sup> )
1984	0-5	13	31	240
	20-30	11	18	79
1987	0-5	12	24	45
	30-40	4	9	15

Diese nachhaltigen Effekte - insbesondere jene der Neutralsalzgabe - auf den bodenchemischen Zustand sind von KAUPENJOHANN und ZECH (1989) vor allem auf eine teilweise Speicherung des gedüngten  $\text{SO}_4$ -Ions zurückgeführt worden. Neuere  $\text{SO}_4$ -Sorptionsversuche bestätigen diese Vorstellung (KAISER und KAUPENJOHANN, 1991). Im Vergleich mit Cl-Salzen führte die Sulfatsorption bei steigender  $\text{SO}_4$ -Salz-Zugabe zum Teil zu einer beachtlichen Kationenspeicherung im Boden. In sesquioxidreichen Horizonten stieg mit zunehmender  $\text{SO}_4$ -Gabe außerdem der pH-Wert im Boden an (Abbildung 5).

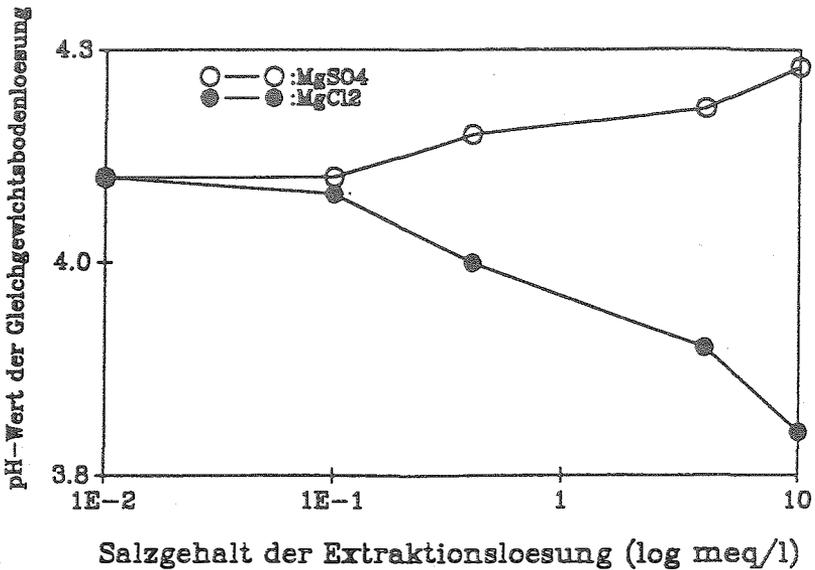
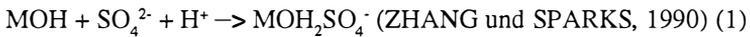


Abbildung 5: Magnesiumsulfat erhöht im Gegensatz zu MgCl<sub>2</sub> die pH-Werte der Bodenlösung im B<sub>s</sub>-Horizont des Oberwarmensteinacher Podsoles (KAISER&KAUPENJOHANN, 1991 verändert). *Application of magnesium sulphate - as contrary to magnesium chloride - causes an increase of soil solution pH in the B<sub>s</sub>-layer of the spodosol in Oberwarmensteinach (compare KAISER and KAUPENJOHANN, 1991, modified).*

Hier führte offensichtlich der durch SO<sub>4</sub>-Sorption bedingte H<sup>+</sup>-Verbrauch gemäß Gl. (1) zu einer Überkompensierung der durch den Ionenstärke-Effekt bedingten Mobilisierung von austauschbarer Bodenacidität.



Diese neueren Versuchsergebnisse lassen besser verstehen warum sich sowohl die potentielle wie auch die effektive Kationenaustauschkapazität nach MgSO<sub>4</sub>-Gabe erhöhten (Tabelle 3).

Tabelle 3: Einfluß von Kieserit und MgO auf die Kationenaustauschkapazität des Oberwarmensteinacher Bodens.

*Effect of kieserite and MgO on the kation-exchange capacity of soils in Oberwarmensteinach.*

	Bodentiefe (cm)	effektive KAK (mmol IÄ.kg <sup>-1</sup> )	potentielle KAK (mmol IÄ.kg <sup>-1</sup> )
Kontrolle	0-5	112	169
	30-40	66	175
MgSO <sub>4</sub>	0-5	159	261
	30-40	69	126
MgO	0-5	77	102
	30-40	68	138

## 2.2. Effekte auf die Bodendurchwurzelung

Wurzeluntersuchungen, die zwei Jahre nach der Düngung mit der Methode nach MURACH (1984) von SCHNEIDER et al. (zit. in KAUPENJOHANN und ZECH, 1987) durchgeführt wurden, zeigten bereits deutlich verstärktes Feinwurzelwachstum in der organischen Bodenauflage der Kieseritvariante. Nach Kalkung war zusätzlich die Durchwurzelung der oberen Lage des Mineralbodens verglichen mit der Kontrollfläche intensiver. Die Wurzeluntersuchungen vier Jahre nach der Düngung lassen nun vermuten, daß auch nach Kieserit-Applikation das Tiefenwachstum der Fichtenwurzeln angeregt wurde. Nach Abbildung 6 deutet sich in dieser Hinsicht sogar eine bessere Tiefenwirkung des Kieserit verglichen mit MgO an.

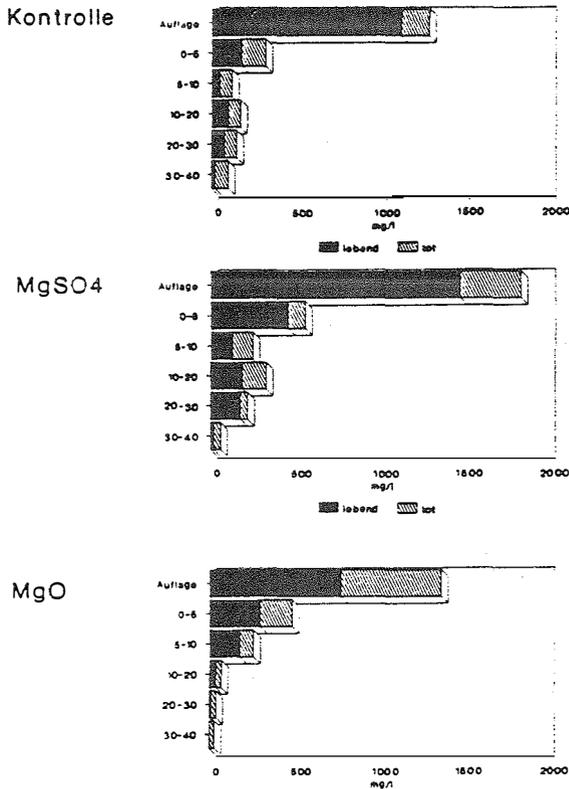


Abbildung 6: Die Tiefenprofile der Fichtenfeinwurzelgehalte im Boden deuten auf verstärkte Durchwurzelung des Mineralbodens nach Kieseritgabe (Beprobung vier Jahre nach der Düngung).

*Depth gradients of fine root contents in the soil profile indicate increased root density in the mineral soil due to kieserite application (root sampling four years after fertilization); dark bars: dead roots, hatched bars: living roots.*

Nach ROST-SIEBERT (1984) steuern vor allem die Ca/Al-Verhältnisse das Wurzelwachstum von Fichten. Diese liegen jedoch nach Abbildung 3 auf der Kieserit-Parzelle am niedrigsten. Dabei ist aber zu berücksichtigen, daß Abbildung 3 auf der Basis der GesamtAl-Gehalte der Bodenlösungen erstellt wurde. Berechnungen der Al-Spezies mit MINEql (in der PC-Version NINUS nach PERDUE, 1987) zeigen, daß auf der Kieserit-Parzelle ein beachtlicher Anteil des Aluminiums als  $AlSO_4^+$ -Komplex vorliegt und damit nach NOBEL et al. (1988) kaum phytotoxisch wirkt (Abbildung 7).

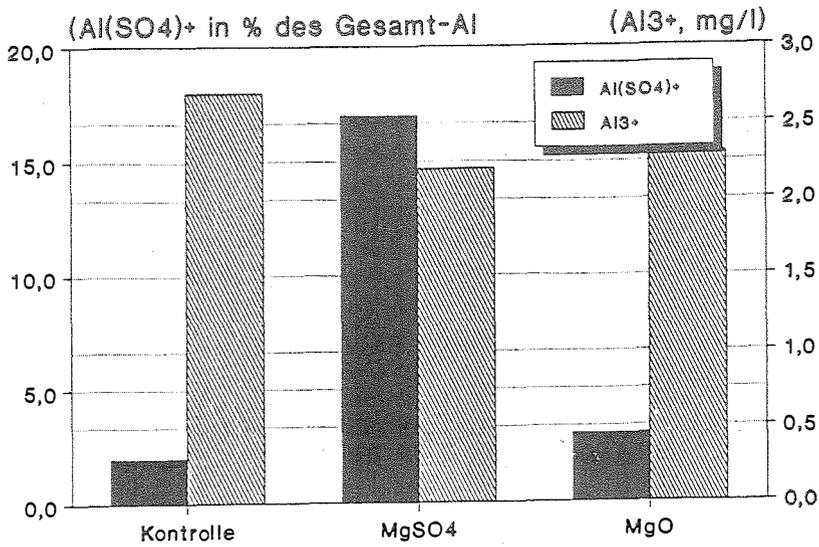


Abbildung 7: Prozentuale Verteilung von  $Al^{3+}$  und  $AlSO_4^+$  in der Bodenlösung der mit Kieserit und MgO gedüngten Flächen im Vergleich mit der Kontrollvariante (berechnet mit MINEql, PERDUE 1987).

*Percentage of  $Al^{3+}$  and  $AlSO_4^+$  in the soil solution of the kieserite- and MgO-trial sites, as compared to the control plot (calculated by MINEql, PERDUE 1987).*

Die Neuberechnung der Ca/Al-Relationen unter ausschließlicher Berücksichtigung des  $Al^{3+}$  zeigt die ökologisch günstigsten Ca/ $Al^{3+}$ -Verhältnisse nach Kieserit-Gabe (Abbildung 8), was mit den Ergebnissen der Wurzeluntersuchung in Einklang steht.

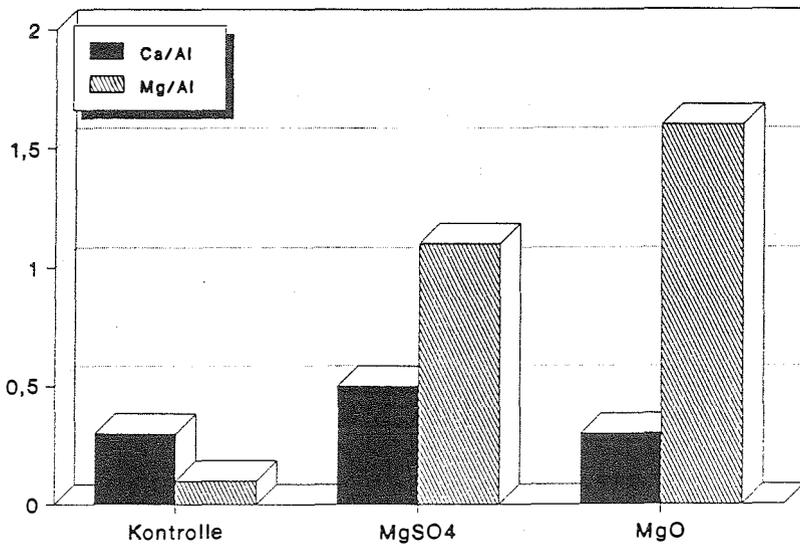


Abbildung 8: Durchschnittliche Ca/ $Al^{3+}$ -Relationen der Bodenlösungen nach Kieserit- und MgOGabe im Vergleich mit der Kontrollvariante.

*Average Ca/ $Al^{3+}$ -ratio in the soil solution of the kieserite- and MgO-trial sites, as compared to the control plot.*

### 2.3. Effekte auf die Magnesium-Ernährung und den Zuwachs

Effekte der Düngung bzw. Kalkung auf den Mg-Ernährungszustand waren bereits ein halbes Jahr nach der Applikation nachweisbar und sie sind auch heute noch, acht Jahre später zu beobachten (Abbildung 9). Wie bereits früher berichtet (KAUPENJOHANN und ZECH, 1987) ergrünten die gedüngten und gekalkten Fichten etwa nach ein bis zwei Jahren wieder vollständig.

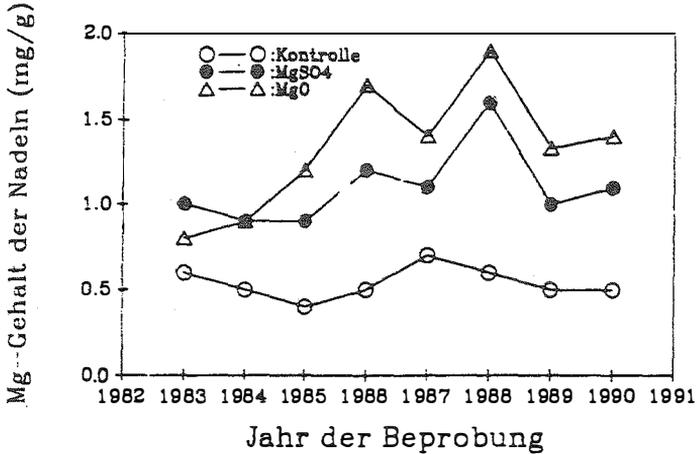


Abbildung 9: Zeitlicher Verlauf der Magnesium-Gehalte rezenter Nadeln der Mg-gedüngten bzw. -gekalkten Fichten im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle.

*Temporal variation of Mg-contents of recent needles in fertilized and unfertilized plots.*

Zur Analyse der Wirkungen der Behandlungen auf das Wachstum der Fichten wurden die Baumhöhe und der Durchmesser in 130 cm Stammhöhe (BHD) an jeweils 10 dominierenden Bäumen der einzelnen Versuchspartellen gemessen. Die gedüngten Fichten waren danach im sechsten Jahr nach der Düngung durchschnittlich etwa drei Meter höher als die Bäume auf der Kontrollfläche. Auch die etwas höheren BHD-Werte deuten auf Mg-bedingte Zuwachseffekte. Diese Untersuchungsergebnisse stehen im Einklang mit den Ergebnissen von BEYSCHLAG et al. (1987), die auf der Kieserit-Fläche nach dem Wiederergrünen der Fichten einen Anstieg der CO<sub>2</sub>-Assimilation verglichen mit den gelbspitzigen Kontrollbäumen feststellten.

Tabelle 4: Durchschnittswerte der Wachstumsparameter von jeweils 10 dominierenden Bäumen auf den gedüngten, gekalkten und ungedüngten Probeflächen (\*\*\*: p<0.001).

*Means of dbh and height of 10 dominant trees on kieserite treated, limed and untreated plots (n=10; \*\*\*: P < 0.001).*

	BHD (cm)	Baumhöhe (m)
Kontrolle	33,7	13,3
MgSO <sub>4</sub>	35,5	16,4 ***
MgO	33,1	14,3

### 3. Schlußfolgerungen

Die Versuchsergebnisse zeigen, daß nadelanalytisch nachweisbarer Mg-Mangel an Fichten durch gezielte Düngung und Mg-Kalkung behoben werden kann. Dieses auch durch weitere Düngungsversuche im Fichtelgebirge bestätigte Ergebnis steht in Einklang mit den Befunden einer Vielzahl anderer Autoren (vgl. IMA-Berichtsband, HANISCH, 1989. Eine Ausnahme und deren vermutliche Ursachen werden von SCHAAF (1991) im vorliegenden Band dargestellt). Aufgrund der besseren Löslichkeit wirkt Kieserit verglichen mit MgO rascher. Die bei Neutralsalzgabe auf sauren Standorten befürchteten negativen Effekte auf das Wurzelwachstum traten auf dem Versuchsstandort Oberwarmersteinach nicht auf. Dies wird auf die Eigenschaft der Böden zur  $\text{SO}_4$ -Sorption und einer teilweisen Detoxifizierung des gelösten Aluminiums durch  $\text{AlSO}_4^+$ -Komplexbildung zurückgeführt. Neutralsalzdüngung mit sorptionsschwachen Anionen ( $\text{NO}_3$ , Cl) dürfte dagegen Al-mobilisierend wirken, worauf z. B. Batch-Experimente mit Cl-Salzen hinweisen (KAISER und KAUPENJOHANN 1991). Aus diesen Ergebnissen folgt, daß bei dem Versuch, die hier dargestellten Befunde auf andere Standorte zu übertragen die physikochemischen Eigenschaften der Böden berücksichtigt werden müssen.

Auf Standorten mit Böden deren Eigenschaften denen im Fichtelgebirge gleichen kann für die forstliche Revitalisierungspraxis an dem 1987 von KAUPENJOHANN und ZECH dargestellten Konzept festgehalten werden.

### 4. Literatur

- Beyschlag, W., Wendler, M. Lange, O.L. und Heber, U.* 1987: Einfluß einer Magnesiumdüngung auf Photosynthese und Transpiration von Fichten an einem Magnesium-Mangelstandort im Fichtelgebirge. Allg. Forstz. 42, 738-741.
- Hanisch, B.* 1989: IMA-Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände." Berichtsband, zusammengestellt von B. Hanisch, ISSN 0931-2749, KfK-PEF Berichte 55, 1-343.
- Hantschel, R., Kaupenjohann, M., Hom, R., Gradl, J. und Zech, W.* 1988: Ecologically important differences between equilibrium and percolation soil extracts, Bavaria. Geoderma 43, 213-227.
- Hildebrand, E.E.* 1989: Ernährungskundliche Aspekte der Waldbodenstruktur. In: IMA-Querschnittseminar "Düngung geschädigter Waldbestände." Berichtsband, zusammengestellt von B. Hanisch, ISSN 0931-2749, KfK-PEF Berichte 55, 167-180.
- Hom, R.* 1987: Die Bedeutung der Bodenstruktur für die Nährstoffsorption von Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150,13-16.
- Hüttl, R.F.* 1985: "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 16, 1-195.
- Kaiser, K. und Kaupenjohann, M.* 1991: Säure- und Salzeffekte auf die chemische Zusammensetzung von Bodenlösungen und auf die Sorptionseigenschaften immissionsbelasteter Standorte. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in Vorbereitung).
- Kaupenjohann, M.* 1989: Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 11, 1-202.

- Kaupenjohann, M. und Zech, W.* 1987: Walddüngung und neuartige Waldschäden: Ergebnisse aus Düngungs- und Kalkungsversuchen. In: *Glatzel, G.* (ed.) Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme. FIW, Universität für Bodenkultur, Wien, 82-98.
- Kaupenjohann, M., Hantschel, R., Zech, W. und Hom, R.* 1987: Mögliche Auswirkungen "Sauren Regens" auf die Nährstoffversorgung von Wäldern. Kali-Briefe (Büntehof) 18, 631-638.
- Liu, J.C. und Trüby, P.* 1989: Bodenanalytische Diagnose von K- und Mg-Mangel in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 307-311.
- Murach, D.* 1984: Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkundliche Ber. 77, 1-126.
- Nobel, A.D., Sumner, M.E. und Alva, A.K.* 1988: The pH dependency of aluminum phytotoxicity by calcium sulfate. Soil Sci. Soc. Am. J. 52, 1398-1402.
- Perdue, M.* 1987: MINUS user sheet. (Basic-Version von MINEql mit Anleitung) School of Geophysical Science, Georgia Institute of Technology, Atlanta, Georgia 30332 U.S.A.
- Rehfuess, K.E.* 1988: Übersicht über die bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden. KfK-PEF Berichte 35, 1-26.
- Rost-Siebert, K.* 1983: Aluminium-Toxizität und -Toleranz an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) Allg. Forstz. 38, 686-689.
- Zech, W. und Popp, E.* 1983: Magnesium-Mangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102, 50-55.
- Zech, W., Suttner, Th. und Popp, E.* 1985: Elemental analyses and physiological responses of forest trees in SO<sub>2</sub>-polluted areas of NE-Bavaria. Water, Air, and Soil Pollution 25, 175-183.
- Zhang, P.C. und Sparks, D.L.* 1990: Kinetics and mechanisms of sulfate adsorption/desorption on goethite using pressure-jump relaxation. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1266-1273.
- Zöttl, H.W.* 1990: Ernährung und Düngung der Fichte. Forstw. Cbl. 109, 130-137.
- Zöttl, H.W. und Mies, E.* 1983: Nährelementversorgung und Schadstoffbelastung von Fichtenökosystemen im Südschwarzwald unter Immissionseinfluß. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 429-433.

# Wirkung von Magnesit-Düngemitteln im Vergleich zu sulfatischen und karbonatischen Magnesium-Düngemitteln zu Fichten- und Kiefernbeständen in Magnesium-Mangelgebieten der ehemaligen DDR

Dieter Heinsdorf

Forschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Eberswalde  
Abteilung Bodenfruchtbarkeit

**Abstract:** Effects of magnesite fertilizers as compared to sulphate and lime magnesium fertilizers on Norway spruce and Scotch pine in magnesium deficient regions of Eastern Germany. Forest decline in the Thüringer Wald usually occurs at sites of poor base saturation and is evident by Mg- and Zn-deficiency. Application of liquid fertilizers (Mg-sulphate, Mg-chloride, Mg-ligninsulphonate solutions), though expensive, yielded no sustained effects on Mg nutrition. Mg-shale was compared to magnesitic lime, comprising 20 % caustic magnesite and 80 % Mg-shale. Magnesitic lime proved to be superior in regard of acid neutralizing capacity, as obtained by lab experiments, as well as in practical use. Specific advantages are lower dosage, quick Mg release and beneficial side effects due to Ca release. The treatments suggested that 2 to 3 tons of lime fertilizers could be an appropriate measure. Latest results from low elevation Scotch pine stands showed immediate response of needle Mg contents in case of Mg sulphate application and slower effects of magnesite lime.

## 1. Einleitung

Zur Charakterisierung und Ursachenfindung der auftretenden ‘neuartigen’ Waldschäden in der ehemaligen DDR wurden 1983/84 umfangreiche boden- und ernährungskundliche Untersuchungen in geschädigten Fichtenbeständen des Thüringer Waldes durchgeführt. Sie zeigten eine deutliche standörtliche Abhängigkeit, die einmal durch die Klimastufe (Höhenlage), zum anderen durch das Bodensubstrat bestimmt wird (Heinsdorf et al. 1988).

Klimatisch konzentrierten sich die Schäden zunächst in den Kamm- und Hochlagen, drangen aber auch in die mittleren und unteren Berglagen vor. Edaphisch konzentrieren sich die Schäden auf saure, arme bis mäßig nährstoffversorgte Bodenformen mit geringem Angebot an austauschbaren, basischen Kationen.

Auflagehumus und obere Mineralbodenschichten unter den Schadbeständen zeigen extreme Versauerungsgrade und sehr geringe Mengen an pflanzenaufnehmbarem Magnesium und Kalzium, jedoch hohe Überschüsse an  $Al^{3+}$ - und oft auch an  $NH_4^+$ -Ionen.

Die Nadeln der geschädigten Fichtenbestände weisen extrem niedrige Mg-Gehalte, verbunden mit geringer Ca-Ernährung und oftmals gekoppelt mit mangelhafter Zn-Versorgung auf, während die Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumernährung in der Regel optimal gestaltet ist.

Angeregt durch erste Testversuche, die nachwiesen, daß es möglich ist, durch mehrfach wiederholtes Besprühen mit stark verdünnten Mg-Salzlösungen vergilbte Nadeln junger Fichten mit Mg anzureichern und zum Wiederergrünen zu bringen und bestärkt durch die Erfolge diagnostischer Düngungsversuche im Fichtelgebirge (Zech und Popp 1983) und im Schwarzwald (Zöttl und Mies 1983, Hüttl 1985), in denen es gelang, geschädigte Fichten zu ‘revitalisieren’, wurden umfangreiche Düngungsversuche im Thüringer Wald angelegt und kurzfristig ausgewertet. Die Versuchsansteller standen unter einem enormen Zeitdruck, ging es doch darum, möglichst schnell allgemeingültige Regeln für die Behandlung großflächig geschädigter Fichtenbestände aus den Düngungsexperimenten abzuleiten. Die Versuchsergebnisse mußten zunächst auf Weisung staatlicher Stellen in der Öffentlichkeit nicht zugänglichen - Informations- und Forschungsberichten niedergelegt werden.

## 2. Ergebnisse der Düngungsversuche im Fichtenschadgebiet

Ausgehend von der Bedeutung, die das Magnesium für die angestrebte Revitalisierung der geschädigten Fichtenökosysteme besitzt, wurden Düngerversuche mit sulfatischen Düngemitteln, vor allem mit Kieserit und Bittersalz, aber auch Düngerversuche mit möglichst Mg-reichen dolomitischen Kalken, einschließlich Versuche zur Mg-Flüssigdüngung durchgeführt.

### 2.1. Zur Mg-Flüssigdüngung

Die schon erwähnten Testversuche mit stark verdünnten Mg-Salzlösungen - zur Anwendung kamen Mg-Sulfatlösungen (Bittersalz), Magnesiumchloridlösungen und Mg-Ligninsulfonatlösungen (ein Abfallprodukt der Zelluloseindustrie, welches mit Mg-Sulfaten angereichert ist) - erbrachten bei mehrmaligem Besprühen positive Ergebnisse. Nachhaltigkeitsuntersuchungen zeigten jedoch, daß die Mg-Gehalte wieder rasch absinken. Bereits nach 2 Jahren traten erneut Vergilbungserscheinungen an den neugebildeten Nadeln auf. Ähnliche Effekte ergaben sich auch in den Steigerungsversuchen mit aviotechnisch applizierten Mg-Ligninsulfonaten (vgl. Tab. 1).

Tabelle 1: Mg-%-Gehalte einjähriger Fichtennadeln eines mittelalten, stark geschädigten Bestandes nach aviotechnisch ausgebrachten Magnesium-Ligninsulfonaten (Versuchskomplex "Pfanntalskopf" bei Oberhof)

*Mg contents (%) of 1 year old Norway spruce needles of a heavily damaged stand as response to aerial application of magnesium-ligninsulphonate (Experiment 'Pfanntalskopf' near Oberhof)*

Dosis l/ha	1986	1987	1988
0	0,045	0,035	0,044
50	0,046	0,042	0,050
100	0,049	0,039	0,045
300	0,055	0,046	0,051
600	0,060	0,046	0,057
900	0,062	0,046	0,048
Signifikanz	+	n.s.	n.s.

Die Tabelle 1 weist aus, daß mit steigenden Ligninsulfonatgaben im Applikationsjahr 1986 eine signifikante Erhöhung der Mg-Gehalte der Fichtennadeln erfolgt. Die weiteren Beobachtungsjahre zeigen ebenfalls einen raschen Rückgang der Mg-Nadelspiegelwerte, so daß infolge der geringen Nachhaltigkeit die hohen Aufwendungen, die mit der Flüssigdüngung verbunden sind, nicht gerechtfertigt erscheinen.

### 2.2. Zur Düngung mit Magnesiumsulfaten

In den Jahren 1984/85 wurden zahlreiche Steigerungsversuche mit sulfatischen Mg-Düngermitteln, vor allem mit Bittersalz und Kieserit, angelegt. Sie erbrachten keine durchschlagenden Erfolge. Als ein typisches Beispiel sollen die Auswirkungen eines Kieserit-Steigerungsversuches auf die Mg- und Ca-Gehalte der Fichtennadeln gezeigt werden (vgl. Tab. 2).

Die Ergebnisse zeigen, daß die Staffelung der Kieseritgaben von 100 bis 300 kg/ha nur zu einer sehr geringen Verbesserung der extrem mangelhaften Mg-Ernährung des Fichtenbestandes auf stark versauertem Standort ( $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Wert in  $A_0$  bei 2,7) führte. Die Ca-Gehalte werden praktisch nicht beeinflusst. Im Nachfolgejahr sind keine signifikanten Unterschiede gegenüber "ungedüngt" vorhanden.

Tabelle 2: Auswirkungen von Kieserit-Gaben auf die Mg- und Ca-Gehalte einjähriger Fichtennadeln (Versuchskomplex "Pfanntalskopf"; Oberhof)  
*Response of one year old Norway spruce needles to application of kieserite (Experiment 'Pfanntalskopf' near Oberhof).*

Dosis kg.ha <sup>-1</sup>	Mg %		Ca %	
	1987	1988	1987	1988
0	0,035	0,048	0,25	0,27
100	0,045	0,045	0,25	0,23
200	0,050	0,055	0,27	0,28
300	0,047	0,043	0,24	0,28
Sign.	+	n. s.	n.s.	n.s.

Damit sind Kieseritapplikationen in den vorliegenden Größenordnungen auf den extrem versauerten Standorten der Hoch- und Kammlagen des Thüringer Waldes nicht zu empfehlen. Im Gegensatz hierzu erbrachten wesentlich höhere Kieseritgaben (750 kg/ha) in den Schadgebieten des Schwarzwaldes deutlich bessere "Revitalisierungseffekte" (vgl. Zöttl und Hüttl, 1986).

### 2.3. Zu Ergebnissen der Kalkungsversuche

Allein durch die Zufuhr von basischen, Mg-haltigen Düngemitteln ist es möglich, sowohl die Abstumpfung der extremen Versauerung in Humusaufgabe und Oberboden als auch die Verbesserung der Mg- und Ca-Versorgung der geschädigten Fichtenökosysteme herbeizuführen. Die in Frage kommenden Kalke sollten sich durch ein möglichst hohes Neutralisationsvermögen auszeichnen, aber auch rasch und in großen Mengen pflanzenzugängliches Ca und Mg freisetzen. In Laborversuchen wurden zunächst die zur Verfügung stehenden dolomitischen Kalke hinsichtlich ihrer Neutralisationswirkung und Nährstofffreisetzung geprüft.

Abb. 1 zeigt die Neutralisationswirkung verschiedener Naturkalke. Bei der Wahl der Kalkdünger für großflächig durchzuführende Revitalisierungsdüngungen stand der Kamsdorfer Mg-Mergel und der Ostrauer Kalk oben an. Beide Kalke unterscheiden sich in ihrer chemischen Zusammensetzung nur wenig, jedoch grundlegend in ihrer Neutralisationswirkung zu saurem Fichtenrohhumus. Nach Abb. 1 besitzt der Ostrauer Kalk das geringste Neutralisationsvermögen und auch eine wesentlich geringere Ca- und Mg-Freisetzung, so daß die Entscheidung letztendlich zugunsten des Kamsdorfer Mg-Mergels gefällt wurde.

Da dem Magnesium eine Schlüsselrolle bei der angestrebten Revitalisierung der geschädigten Fichtenbestände zukommt, wurde versucht, durch Beimischung von Magnesiumoxiden in Form von Kauster- oder Sintermagnesit die Wirksamkeit des Kamsdorfer Mg-Mergels zu erhöhen. Deshalb wurde in den Labor- und Steigerungsversuchen in den Schadbeständen ein Magnesit-Kalk geprüft, der sich aus einer Mischung von 80 % Kamsdorfer Mg-Mergel + 20 % feinst gemahlenem Kaustermagnesit zusammensetzt. Dieser, hier als Magnesit-Kalk bezeichnete Dünger, hat infolge des größeren Anteils an basisch wirksamen Stoffen noch eine erheblich bessere Neutralisationswirkung als der Kamsdorfer Mg-Mergel. Das ist auf die wesentlich größere Neutralisationswirkung der feinst gemahlene Magnesite - bezogen auf die des Kamsdorfer Mg-Mergels - zurückzuführen (vgl. Abb. 2).

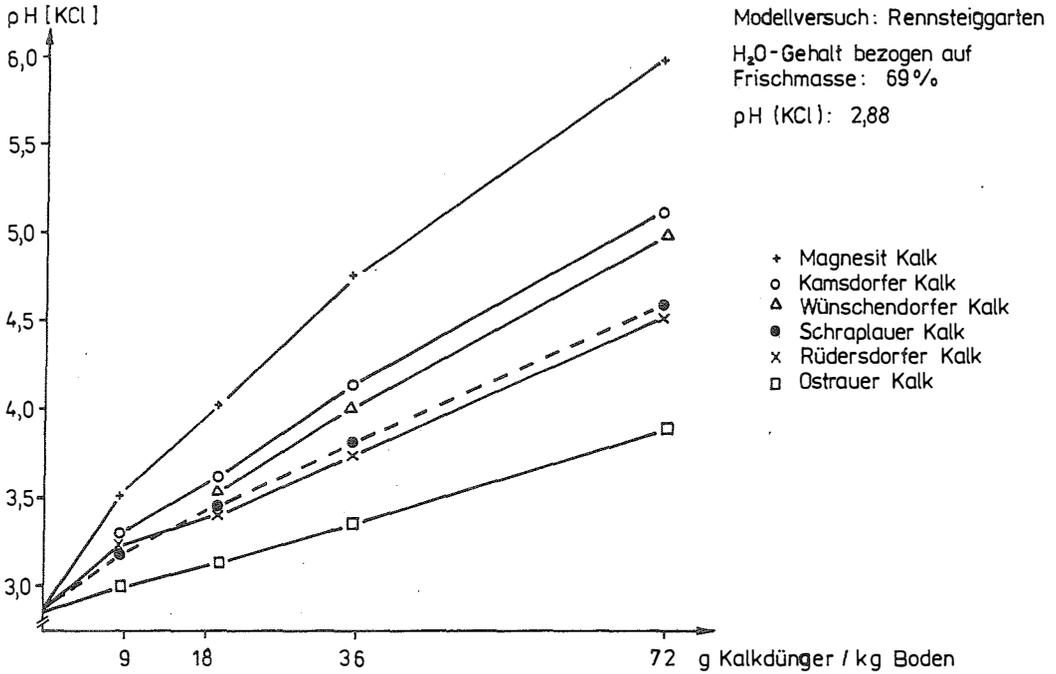


Abbildung 1: Neutralisationswirkung verschiedener Mg-Kalkdünger zu saurem Fichtenrohhumus im Modellversuch nach BEHM (1990).  
*Neutralizing capacity of different Mg-lime fertilizers, applied on acidic raw humus (Norway spruce), according to lab experiments (BEHM, 1990).*

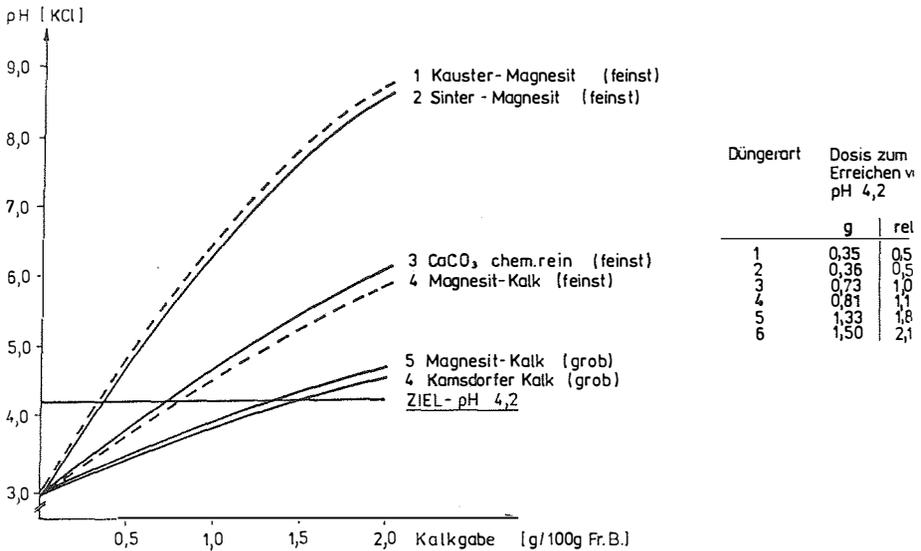


Abbildung 2: Neutralisationswirkung von Magnesitkalk, Kamsdorfer Mg-Mergel und Kauster- bzw. Sinter-Magnesit im Modellversuch nach BEHM und KRAUSS (1987).  
*Neutralizing capacity of magnesitic limestone, Kamsdorfer magnesium shale and caustic and sinter magnesite, according to lab experiments (BEHM und KRAUSS, 1987).*

Für die Beurteilung der Mg-Kalke interessieren neben der Neutralisationswirkung in gleichem Maße die Freisetzen an Magnesium und Kalzium im Boden. Diese wichtigen Größen lassen sich experimentell nach BEHM (1990 a,b) rasch und sicher bestimmen.

100 - 200 g eines gut durchmischten Modellbodens aus dem F+H-Horizont mit einem  $\text{pH}_{\text{KCl}}$ -Wert unter 3 und einem  $\text{H}_2\text{O}$ -Gehalt zwischen 65 und 70 Prozent werden mit dem zu prüfenden Kalkdünger in gestaffelten Dosierungen durchmischt. Die Versuchsvarianten werden in geschlossenen Gefäßen bei 20°C gelagert und in zweitägigen Abständen wiederholt durchmischt. Nach 15 bis 18 Tagen erfolgt der Versuchsabbruch durch Trocknen bei 50°C. Danach werden die Analysengrößen pH, lösliches Ca (im 0,5 n  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakt) sowie das lösliche und austauschbare Mg (im 0,025 n  $\text{CaCl}_2$ -Extrakt) bestimmt. Über mathematische Modelle lassen sich Kalkbedarf zur Erzielung angestrebter pH-Werte sowie Ca- und Mg-Versorgungswerte ableiten.

Abb. 3 zeigt die sehr unterschiedliche Mg-Freisetzung aus dem Kamsdorfer Mg-Mergel und dem Magnesit-Kalk. Letzterer setzt etwa das Doppelte an austauschbarem Magnesium frei.

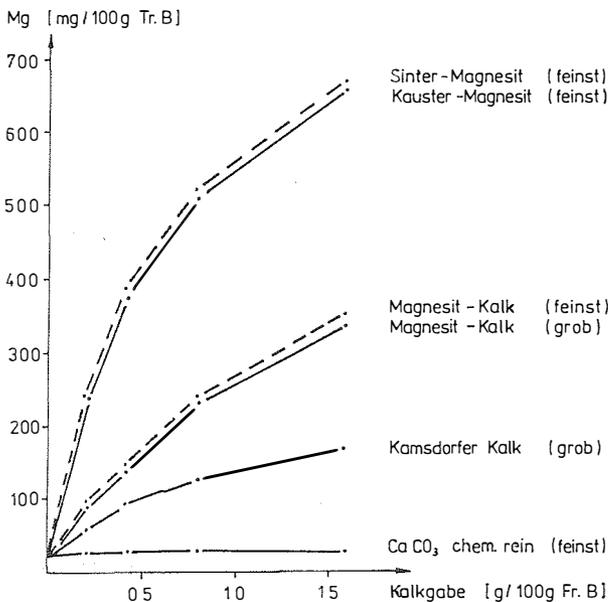


Abbildung 3: Magnesiumfreisetzung aus Kamsdorfer Mg-Mergel und Magnesit-Kalk einschließlich Sinter- und Kauster-Magnesit, nach BEHM und KRAUSS (1987).

*Magnesium release from Kamsdorfer Mg-shale and magnesitic lime, including sinter and caustic magnesite (BEHM und KRAUSS 1987).*

Im praktischen Düngungsversuch im geschädigten mittelalten Fichtenbestand des Versuchskomplexes "Pfanntalskopf" bei Oberhof wurden 1 1/2 Jahre nach Ausbringung der Düngemittel die in Tab. 3 aufgeführten Bodenkennwerte ermittelt. Sie bestätigen im wesentlichen die Laboruntersuchungen. So führt das höhere Neutralisationsvermögen des Magnesit-Kalkes zu höheren pH-Werten in der L+F-Schicht der Humusaufgabe. Setzt man einen anzustrebenden pH-Wert von 4,2 an, so sind hierfür etwa 2,5 t/ha Kamsdorfer Mg-Mergel erforderlich. Das gleiche wird durch die Applikation von 1,8 bis 2,0 t/ha Magnesit-Kalk erreicht. Dagegen haben sich die pH-Werte in dem mächtigen, stark sauren Humusstoff-Horizont infolge der hohen Pufferwirkung der feindispersen Humusmengen noch nicht geändert. Das gleiche gilt auch für den oberen Mineralboden.

Betrachtet man die austauschbaren Mg-Mengen in den untersuchten Bodenschichten, so ist erkenntlich, daß

- mit steigenden Kalkgaben das pflanzenaufnehmbare Magnesium im L+F-Horizont erwartungsgemäß ansteigt

- und dabei durch den Magnesit-Kalk etwa die doppelte Menge - bezogen auf den Kamsdorfer Mg-Mergel - freigesetzt wird.

Im Gegensatz zur pH-Entwicklung sind bereits nennenswerte Mengen an leichtlöslichem Magnesium in den Humusstoff-Horizont eingewaschen, wobei auch hier die Überlegenheit des Magnesit-Kalkes durch etwa die doppelte Menge im Vergleich zum Kamsdorfer-Mergel analytisch nachgewiesen wird. Im oberen Mineralboden sind bisher sehr geringe Veränderungen zu registrieren.

Tabelle 3: Beziehungen zwischen Kalkdosis - a) Kamsdorfer Mergel, b) Magnesit-Kalk - und pH(KCl), austauschbarem Magnesium und leicht löslichem Kalzium in den Horizonten A<sub>0</sub> (getrennt nach L+F bzw. H-Schicht) und A<sub>1</sub> (0-10 cm Mineralboden); Kalkausbringung 1986-06-18, Bodenbeprobung 1987-10-14.

*Relationship between lime dosage - a) Kamsdorfer shale, b) magnesitic limestone- and pH(KCl), exchangeable magnesium and readily soluble calcium in the forest floor layer A<sub>0</sub> (differentiated in L+F and H-layers) and upper mineral soil A<sub>1</sub> (0-10 cm); lime application 1986-06-18; soil sampling 1987-10-14.*

Kalk-Dosis t.ha <sup>-1</sup>	pH(KCl)						Magnesium mg/100g						Kalzium mg/100g					
	L+F		H		0-10		L+F		H		0-10		L+F		H		0-10	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
0	3,14	3,14	2,94	2,94	3,06	3,06	17	17	8	8	1,5	1,5	104	104	17	17	2	2
0,5	3,40	3,46	2,89	-	2,96	-	46	53	15	20	1,7	1,8	142	230	57	52	3	3
1	3,63	3,76	2,97	2,98	3,01	3,27	48	83	19	30	2,1	2,1	290	300	81	77	3	3
2	3,96	4,24	2,97	2,80	2,93	2,95	96	139	24	42	2,3	2,6	400	420	96	106	4	5
4	4,48	4,88	2,88	2,96	2,97	2,97	132	229	27	54	2,8	3,4	523	500	118	128	6	7
6	4,85	5,24	-	-	-	-	149	296	28	58	3,2	3,8	580	550	120	130	7	8
8	5,09	5,44	2,92	-	2,95	2,95	153	347	28	59	3,5	4,3	605	600	120	135	7	8

Beim leichtlöslichen Kalzium sind ähnliche Verlagerungen erkennbar. Die Unterschiede zwischen den beiden Kalken sind erwartungsgemäß gering.

Das höhere Angebot an austauschbarem Magnesium muß auf den Magnesitparzellen auch zu besseren Mg-Ernährungszuständen der dort wachsenden Fichten führen. Das wird durch die Ernährungsuntersuchungen auf den Versuchsvarianten bestätigt (vgl. Abb. 4). Während der Anstieg der Ca-Gehalte mit steigender Dosis bei beiden Kalken etwa gleich ist, tritt die Überlegenheit des Magnesit-Kalkes deutlich hervor. Das höhere Angebot an pflanzenaufnehmbarem Magnesium bewirkt eine beträchtlich verbesserte Mg-Aufnahme.

5 Jahre nach Versuchsbeginn haben sich die Mg- und Ca-Aufnahmen weiter verbessert. Die Abb. 5 zeigt die Entwicklung der Mg- und Ca-Gehalte in den ein- und dreijährigen Fichtennadeln auf den Steigerungspartellen des Kamsdorfer Mg-Mergels. Die auf Grund der ersten Auswertungen abgeleitete Applikationsmenge von 2,5 t/ha Kamsdorfer Mg-Mergel für die 1987 einsetzende Großflächendüngung führt zu mittleren Mg-Gehalten der einjährigen Fichtennadeln um 0,09 %. Die Mg-Ernährung liegt damit deutlich außerhalb des Mangelbereiches. Auch bei den dreijährigen Nadeln sind weitergehende Verbesserungen eingetreten. Wichtig ist die Erkenntnis, daß höhere Kalkgaben die Mg-Ernährung nur noch wenig verbessern. Ähnliches gilt auch für die Ca-Ernährung.

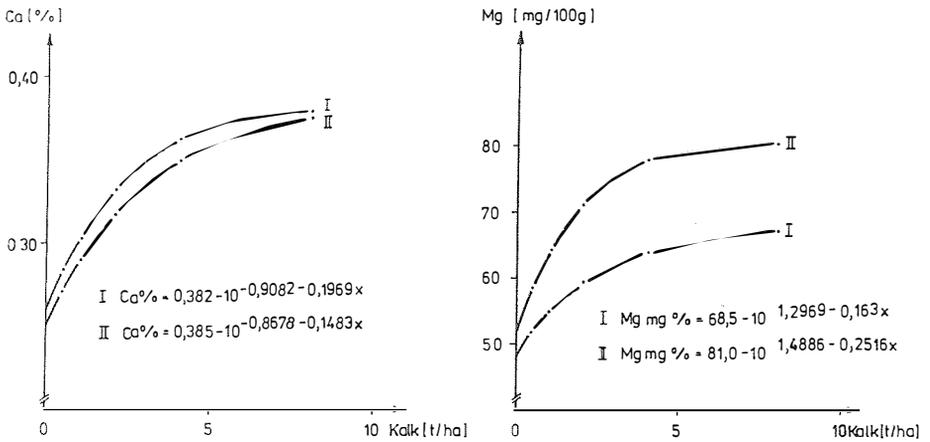


Abbildung 4: Einfluß der Applikation von Kamsdorfer Mg-Mergel (I) und Magnesit-Kalk (II) auf die Ca- und Mg-Gehalte einjähriger Fichtennadeln im 2. Jahr nach der Düngung (vgl. Heinsdorf et al. 1990). *Effects of Kamsdorfer Mg shale (I) and magnesitic limestone (II) on Ca- and Mg-contents of one year old Norway spruce needles, two years after fertilization (Heinsdorf et al., 1990).*

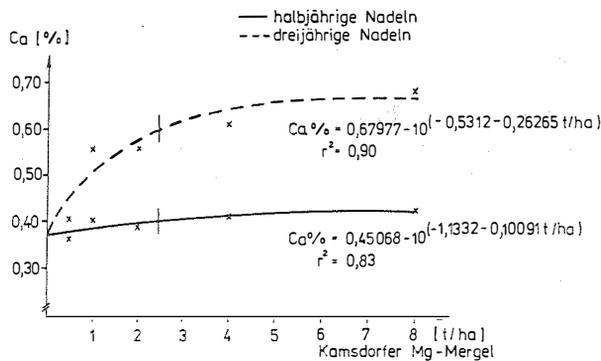
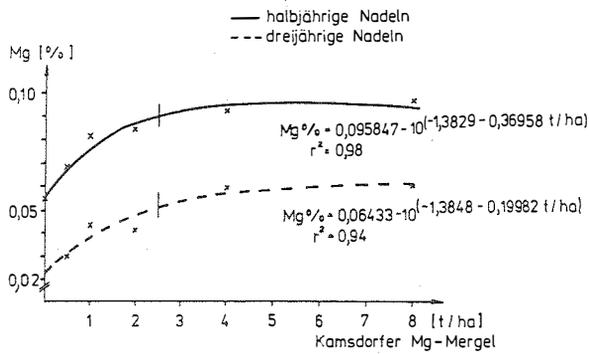


Abbildung 5: Einfluß gestaffelter Mengen von Kamsdorfer Mg-Mergel auf die Mg-%- und Ca-%-Gehalte ein- und dreijähriger Fichtennadeln, 5 Jahre nach der Applikation. *Influence of different amounts of Kamsdorfer Mg shale on Mg- and Ca-contents (%) of one resp. three year old Norway spruce needles, 5 years after fertilizer application.*

Der eingeleitete Sanierungsprozeß wird besonders deutlich bei der Betrachtung der Ca-Gehalte der dreijährigen Nadeln. Während auf den unbehandelten Parzellen etwa gleichhohe Ca-Konzentrationen in den unterschiedlichen Nadeljahrgängen gemessen werden, steigen auf den Kalkungspartellen die Ca-Konzentrationen der dreijährigen Nadeln deutlich über die der einjährigen Nadeln an und spiegeln dadurch in etwa "normale" Ernährungsverhältnisse wider.

In den Jahren 1977 bis 1990 sind etwa 150 000 ha geschädigter Fichtenbestände in den Mittelgebirgslagen der neuen Bundesländer mit 2,5 t/ha Kamsdorfer Mg-Mergel gekalkt worden. Die Magnesit - Kalkung trug bisher Versuchscharakter.

3 Jahre nach Versuchsbeginn werden auf den Kalksteigerungsvarianten bereits hochsignifikante Verluste an C aus der Humusaufgabe ermittelt, während eine Auswirkung auf den Mineralboden nicht nachweisbar war. Der prozentuale Verlust betrug bei der Zieldosis von 2,5 t/ha Kamsdorfer Mg-Mergel etwa 8 %, bei der höchsten Gabe von 8 t/ha bereits ca. 25 % (vgl. Heinsdorf et. al. 1990). Wir leiteten daraus die Erkenntnis ab, daß mittlere Kalkgaben zwischen 2 bis 3 t/ha wegen der zu erwartenden Humusverluste und der zunehmenden Nitrifikationserscheinungen möglichst nicht überschritten, wegen zu geringer Neutralisationswirkung aber auch nicht unterschritten werden sollten.

### 3. Untersuchungen im Tieflandgebiet

Auch im Tieflandgebiet der neuen Bundesländer gehen infolge zunehmender Fremdstoffeinträge Veränderungen im Ernährungszustand der dort dominierenden Kiefernbestände vor sich. Hierfür sind vor allem Schwefel-, Kalk- und Stickstoffverbindungen verantwortlich, die in sehr unterschiedlichen Mengen eingetragen werden. Wir haben versucht, diese Fremdstoffeinträge nach den jeweils dominierenden Stoffen zu erfassen und zu kartieren (vgl. Hofmann, Heinsdorf 1990). Besonders in den sauren Eintragsgebieten des Nordens treten zunehmend Disproportionen in der Mg- und Ca-Ernährung auf, wobei auch in den als weniger belastet geltenden Gebieten durch "schleichende" N-Einträge das Magnesium zum Minimumfaktor werden kann. So ist in diesen Gebieten in den letzten 20 Jahren eine merkliche, Verschlechterung der Mg-Ernährungsbedingungen eingetreten, was an Hand langfristiger Kiefernversuchsflächen durch jährliche Ernährungsanalysen dokumentiert werden kann (vgl. Abb. 6).

Traten vor 30 bis 40 Jahren Magnesiummangelerscheinungen nur aufleichten, ehemals ackerbaulich genutzten Sandstandorten und auf Ödländereien auf (vgl. Brüning 1959, Heinsdorf 1968, Uebel 1976), so haben sich diese Magnesiummangelgebiete erheblich ausgeweitet.

In den letzten Jahren sind deshalb einige Düngungsversuche in diesen Gebieten angelegt worden. Über einen Versuch soll abschließend kurz informiert werden. Zu einer 6jährigen, unzureichend mit Magnesium ernährten Kiefernkultur auf saurem, ziemlich nährstoffarmen Sandstandort wurden Steigerungen mit Bittersalz, Kaustermagnesit und einer Mischung von Bittersalz und Kaustermagnesit durchgeführt. Die Entwicklung der Mg-Gehalte in den Kiefernadeln zeigt die Abb. 7.

Man erkennt, daß im Applikationsjahr das leichtlösliche Magnesiumsulfat des Bittersalzes wesentlich rascher von der Kiefer aufgenommen wird als aus den Magnesiumoxiden des Magnesits. Die Mischung von beidem liegt erwartungsgemäß dazwischen. In den folgenden Jahren verschieben sich die Proportionen; das Magnesit versorgt die Kiefern etwas besser. Sehr groß sind die Unterschiede aber nicht. Möglicherweise ist eine längerfristige Überlegenheit des Magnesits gegeben.

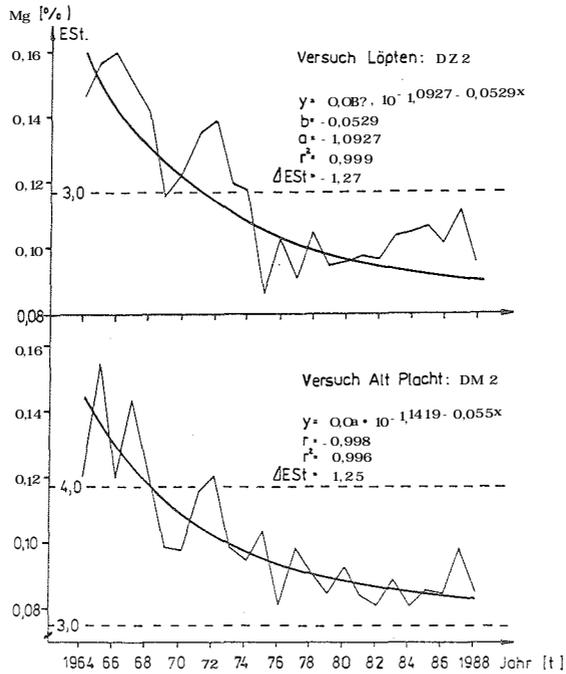


Abbildung 6: Entwicklung der Mg-Konzentrationen in den Nadeln von Kiefernbeständen in den Jahren 1964 bis 1988 auf 2 verschiedenen Standorten (nach Hippeli 1991).  
*Temporal variation (1964-1988) of Mg contents in two Scotch pine stands (Hippeli, 1991).*

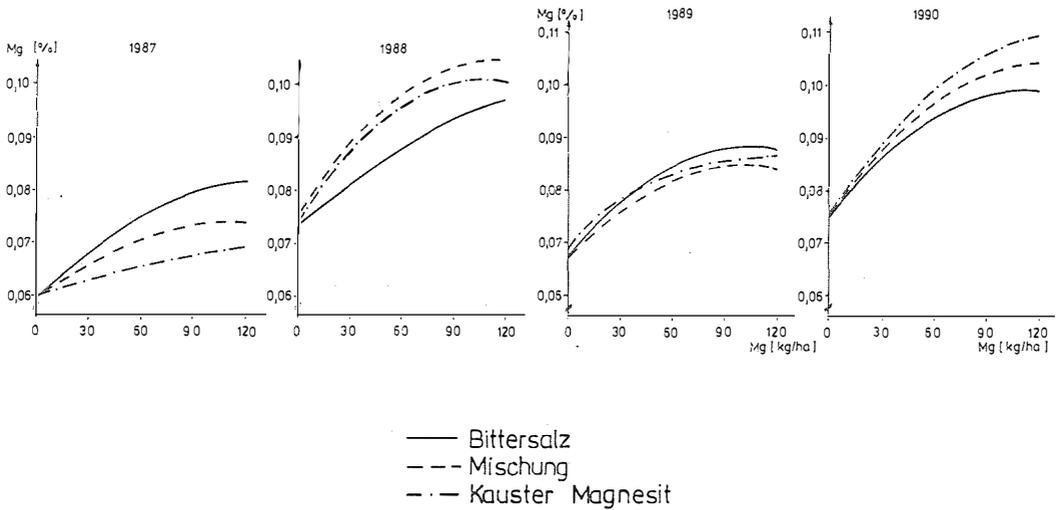


Abbildung 7: Entwicklung der Mg-Gehalte in den Nadeln einer 6- bis 9jährigen Kiefernkultur auf ziemlich nährstoffarmem, saurem Sandstandort (Versuch Borkheide).  
*Temporal variation of Mg contents in 6 to 9 year old Scotch pine stands on a rather poor, sandy and acidic site (Experiment Borkheide).*

## Literaturverzeichnis

- Behm, R.: Bemerkungen zum Beitrag "Eignung verschiedener Karbonatkalke zur Minderung von Immissionsschäden im Forst" von P. Runge. Beitr. f. d. Forstwirtsch. Berlin 24 (1990) 4, 166 - 167
- Behm, R.: Chemische Bodenuntersuchungen zum Nachweis von Umsetzungsverhalten und Wirksamkeit von Kalkdüngern im Waldboden. In: Grundlagen und Ergebnisse moderner Bodenfruchtbarkeitsforschung für die Sicherung von Produktivität und Stabilität der Wälder. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Eberswalde 20 (1990), 27-38
- Behm, R. und Krauß, H. H.: Laboruntersuchungen über die Wirksamkeit von Kalk- und Magnesitmischungen zu saurem Fichtenrohhumus hinsichtlich Neutralisation, Ca- und Mg-Freisetzung sowie Vergleichsuntersuchungen zwischen Kauster- und Sintermagnesit, (1987), unveröff., 10 S.
- Heinsdorf, D., Krauß, H. H. und Hippeli, P.: Ernährungs- und bodenkundliche Untersuchungen in Fichtenbeständen des mittleren Thüringer Waldes unter Berücksichtigung der in den letzten Jahren aufgetretenen Umweltbelastungen. Beitr. f. d. Forstwirtsch. Berlin 22 (1988) 4, 160 - 167
- Heinsdorf, D., Krauß, H.H., Hippeli, P. und Behm, R.: Bericht über boden- und nadelanalytische Untersuchungen nach "Revitalisierungsdüngungen" in immissionsgeschädigten Fichtenbeständen der Kamm- und oberen Berglagen des Thüringer Waldes. Beitr. f. d. Forstwirtsch. Berlin 24 (1990) 2, 74 - 85
- Hofmann, G. und Heinsdorf, D.: Quantifizierung und Abgrenzung des Depositionsgeschehens in den Wäldern als Grundlage für eine ökologisch orientierte Waldbewirtschaftung. Der Wald, Berlin 40 (1990) 7, 208 - 213
- Hüttl, R. F.: Neuartige Waldschäden und Nährelementversorgung in Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundl. Abh. 16 (1985), 195 p.
- Uebel, E.: Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Boden und Kiefer auf Kalium- und Magnesiummangelstandorten. Diss. TU Dresden (Tharandt), (1976)
- Zech, W. und Popp, E.: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben im N0 Bayerns. Forstwiss. Cbl. München 102 (1983), 50 - 55
- Zöttl, H. und Mies, E.: Die Fichtenerkrankungen in den Hochlagen des Schwarzwaldes. Allg. Forst- u. Jagdztg. Frankfurt/M. (1983), 110 - 114
- Zöttl, H. und Hüttl, R. F.: Nutrient supply and forest decline in southwest-Germany. Water, Air and Soil Pollut., 31: 449 (1986)

# Fallstudie Hohe Matzen: Düngung mit Magnesit und Mg-Hydroxid unterschiedlicher Löslichkeit

Wolfgang Schaaf

Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie

Universität Bayreuth

Postfach 101251, W-8580 Bayreuth

**Abstract: Fertilization with differently soluble magnesite and magnesium-hydroxid: Case Study 'Hohe Matzen'.**

*The intention of the fertilizer experiment Hohe Matzen in Fichtelgebirge/NE-Bavaria is to increase the depth effect and the meliorative capacity of traditional lime fertilizers by readily soluble Mg-components. The experiment includes highly soluble  $Mg(OH)_2$  and less reactive magnesite. 15 experimental sites are located in 60 year old Norway spruce stands with heavy decline symptoms. Soils range from acid Brown Earths to spodosols. The sites are subject to needle yellowing due to Mg deficiency, high deposition loads (N and S), soil acidification and high mineralisation rates. Fertilization clearly increased Mg concentrations in the organic layer and in the mineral soil even to 70 cm depth. pH-increase of fertilized plots constantly exceeds the solution pH of control plots by 0.4 to 1 pH units. Accordingly  $NO_3^-$  values in the soil solution peaked. Nevertheless after 18 to 24 months nitrate concentrations declined below control plot values. Exchangeable Mg in the mineral soil was significantly increased. Due to its high reactivity improvement of chemical soil conditions (soil solution and nutrient status) by  $Mg(OH)_2$  was superior to  $MgO$ . Three years after fertilization a positive response of needle Mg content was observed. The experiment demonstrated, that fertilizer solubility influences temporal response and depth effects. Even at Hohe Matzen soil conditions were improved.*

## 1. Einleitung

Seit dem Auftreten der neuartigen Waldschäden und der Untersuchung ihrer Ursachen sowie der Beteiligung von Schadstoffeinträgen am Schadbild unserer Waldökosysteme werden die Möglichkeiten zu ihrer Bekämpfung durch gezielte Düngungsmaßnahmen diskutiert (KAUPENJOHANN und ZECH, 1987; HÜTTL, 1988a; HÜTTL, 1989; KAUPENJOHANN und ZECH, 1989; SAUTER, 1989). Dies gilt besonders für das Symptom der Nadelvergilbung, das in vielen Studien auf Mg-Mangel zurückgeführt werden konnte (ZECH und POPP, 1983). Generell lassen sich für die Düngung in geschädigten Waldökosystemen zwei Hauptziele definieren:

1. Die Ernährungssituation der Bestände soll möglichst rasch und nachhaltig verbessert und so auftretende Mangelsymptome bekämpft werden.
2. Der chemische Bodenzustand soll möglichst tiefgründig verbessert und somit das Nährstoffangebot und die Tiefendurchwurzelung erhöht werden.

Dabei wurden bisher in den meisten Fällen basische Dünger wie z.B. Dolomit und leichtlösliche Neutralsalze wie  $MgSO_4$  verwendet (KAUPENJOHANN, 1989; KREUTZER und SCHIERL, 1989; FEGER, 1989; MARSCHNER, 1990). Beide Formulierungen wurden mit Erfolg eingesetzt, wobei bei der Kieseritdüngung v.a. die Verbesserung der Ernährungssituation im Vordergrund steht (HÜTTL, 1985), bei Kalkungen das Augenmerk mehr der Bodenwirkung gilt (ULRICH, 1986; MATZNER, 1988). Bei beiden Düngerarten sind aber auch unerwünschte Komponenten zu berücksichtigen. So bringt die Kieseritapplikation große Mengen Sulfat in das belastete Ökosystem ein und erhöht so zusätzlich zumindest langfristig die bereits durch Schadstoffdepositionen gegebene Gefahr der Nährstoffauswaschung, Boden- und Grundwasserversauerung und leistet als Neutralsalz andererseits auch keinen Beitrag zur pH-Erhöhung des Bodens. Kalkungen haben die oft beschriebenen Nebeneffekte der Nitratfreisetzung (KREUTZER und SCHIERL, 1989), die im Unterboden sogar eine Versauerung zur Folge haben kann (KAUPENJOHANN, 1989) sowie der Gefahr der Schwermetallmobilisierung durch gelöste organische Substanz (SCHIERL und KREUTZER, 1989). Andererseits ist die Tiefenwirkung aufgrund der geringen Löslichkeit nur sehr langfristig zu erreichen bzw. bleibt oft auf die organische Auflage und die oberen cm des Mineralbodens beschränkt (MEIWES und BEESE, 1989).

Wir haben daher mit der Verwendung von gebranntem Magnesit und Magnesiumhydroxid versucht, die positiven Aspekte der oben beschriebenen Formulierungen zu kombinieren und einen Dünger zu finden, der einerseits leichter löslich als konventioneller Kalk oder Dolomit ist und damit schneller eine größere Tiefenwirkung erreichen kann, andererseits aber kein unerwünschtes Sulfat in unsere versauerten Böden einbringt.

## 2. Versuchsstandorte und Dünger

Im Mai 1988 wurde ein Düngungsversuch in einem 60-jährigen Fichtenbestand an der Hohen Matzen im Fichtelgebirge angelegt und bisher über drei Vegetationsperioden analytisch begleitet. Bei dem Standort handelt es sich um einen stark geschädigten Bestand mit ausgeprägten Schadsymptomen wie Nadelvergilbung und Nadelverluste, bedingt durch den gravierenden Mg-Mangel (Tab. 1). Die Bodenparameter zeigen eine starke Versauerung.

Gleichzeitig findet eine hohe Stoffdeposition statt, wobei die Werte für Stickstoff und Schwefel mit  $40 \text{ kg S ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  bzw.  $30 \text{ kg N ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  hoch liegen (Tab. 2). Die Elementbilanz zeigt ebenfalls hohe Austräge für  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{SO}_4\text{-S}$ , die noch über den Einträgen liegen. Es ergibt sich somit eine negative Bilanz, der hohe Austrag an mobilen Anionen führt zu entsprechenden Verlusten an Kationen. Dies betrifft v.a. Al, aber auch die basischen Kationen und führt dadurch zu weiterer Bodenversauerung und Nährstoffverlusten.

Tabelle 1: Charakterisierung des Versuchsstandortes Hohe Matzen im Fichtelgebirge  
*Site characteristics of experimental site Hohe Matzen/Fichtelgebirge*

Höhe über N.N.	750 m
Exposition	NNW
Geologie	Granit
Böden	saure Braunerde/Podsole
Textur	schluffiger Sand
Bestand	60-jährige Fichte
Schadsymptome	ausgeprägte Vergilbung, Nadelverlust
<b>Ernährungssituation</b> (rezente Nadeln)	
N (g.kg <sup>-1</sup> )	15,3
P "	1,9
S "	1,4
K "	7,9
Ca "	2,5
Mg "	0,5
Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )	28
<b>Bodeneigenschaften</b> (0-10 cm)	
pH (H <sub>2</sub> O)	3,70
pH (CaCl <sub>2</sub> )	2,85
KAK <sub>akt</sub> (meq M <sup>+</sup> .kg <sup>-1</sup> )	89
Basensättigung	6,7 %
Al-Sättigung	55 %
H-Sättigung	31 %

Tabelle 2: Elementbilanz des Standorts Hohe Matzen  
*Input-output balance of site Hohe Matzen*

	H	S	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	N <sub>tot</sub>	Ca	K	Mg
Freiland	0.4	22.5	8.9	13.4	22.3	10.0	18.7	2.5
Interception	0.6	16.9	4.0	6.0	10.0	4.5	8.4	1.1
leaching			-1.4	-3.3	-4.7	9.6	4.9	0.3
Gesamtdeposition	1.0	39.3	12.9	19.5	32.4	14.5	27.1	3.6
Bestand	0.9	39.3	11.5	16.2	27.7	23.7	31.5	3.9
output	0.4	55.1	1.8	40.4	42.2	15.2	19.4	5.2

Die besondere Stellung der Hohen Matzen verdeutlicht der Vergleich mit anderen Standorten im Fichtelgebirge (HANTSCH, 1987; KAUPENJOHANN, 1989). Mit dem Grad der Schädigung steigen in der Bodenlösung die Konzentrationen von Al, SO<sub>4</sub> und DOC deutlich an (Abb.1), gleichzeitig sinken pH sowie die Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisse. Die N-Bilanzen der untersuchten Waldökosysteme zeigen ebenfalls eine deutliche Tendenz zu höheren N-Austrägen und steigen von 48 % der N-Deposition auf dem gesunden über 83 % beim geschädigten Standort auf 130 % an der Hohen Matzen (SCHAAF und ZECH, 1990). Dabei erfolgt der Austrag fast vollständig in Form von Nitrat, wodurch die Böden mit einer zusätzlichen H-Produktion belastet werden (MATZNER, 1988). Die Ausgangssituation läßt sich also wie folgt zusammenfassen: bei der Hohen Matzen handelt es sich um einen Standort mit ausgeprägter Bodenversauerung, hoher Mineralisation und um einen Bestand, dessen starke Schädigung durch massiven Mg-Mangel gekennzeichnet ist.

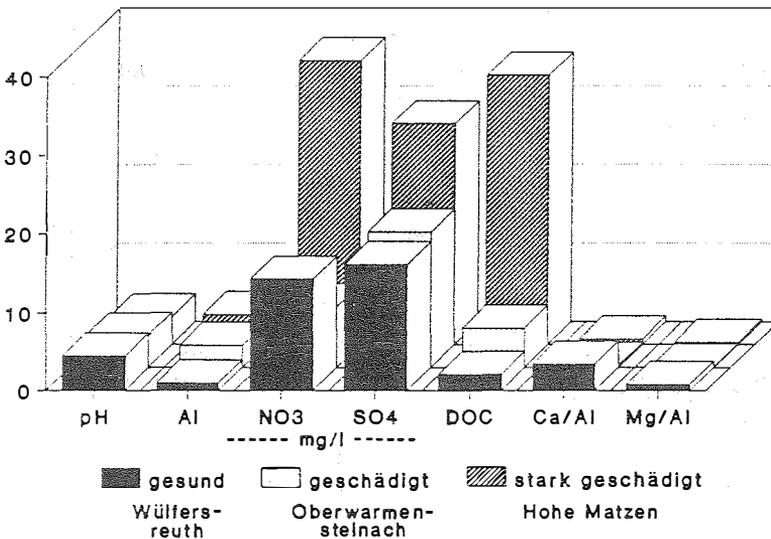


Abbildung 1: Vergleich der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung an drei Fichtelgebirgsstandorten mit zunehmendem Schädigungsgrad

*Comparison of soil solution chemistry from three plots in the Fichtelgebirge with increasing damage symptoms (black bars: healthy stand, white bars: damaged stand, hatched bars: severely damaged stand).*

Als Dünger wurden gebrannter Magnesit und granuliertes Mg-Hydroxid ausgewählt (Tab.3), die sich in ihrer Löslichkeit unterscheiden. Mittels pH-stat.-Titration wurde die Reaktivität und Säureneutralisationskapazität (SNK) über einen weiten pH-Bereich untersucht (SCHAAF und ZECH, 1989). Innerhalb einer konstanten Zeit reagiert bereits bei hohem pH ein Großteil der Pufferkapazität des  $Mg(OH)_2$ , während das MgO erst bei pH-Werten  $< 4$  verstärkt in Lösung geht (Abb.2). Bei tiefem pH ist die Pufferleistung beider Düngerelemente gleich hoch. Bei hohen pH-Werten, wie sie sich in Mikrokompartimenten um das Düngerkorn bilden können, ist das Hydroxid in seiner Löslichkeit dem MgO überlegen. Aber auch in einem sauren Bereich, der etwa den Verhältnissen in der organischen Auflage entspricht, puffert das  $Mg(OH)_2$  deutlich schneller als der Magnesit (Abb.3).

Im Mai 1988 erfolgte die Düngung in einer Aufwandsmenge von  $2.5 \text{ t ha}^{-1}$  (MgO) bzw.  $2.65 \text{ t ha}^{-1}$  ( $Mg(OH)_2$ ). Dazu wurden je Variante 5 Versuchsflächen, d.h. inklusive Kontrolle 15 Parzellen (10 x 20m) angelegt und mit Meßgeräten ausgestattet (Tab.4). Die kontinuierlichen Messungen begannen im August 1988.

Tabelle3: Charakteristik der Düngervarianten am Standort Hohe Matzen.  
*Characteristics of fertilizers, applied at Hohe Matzen.*

	Magnesit	Mg-Hydroxid
Hauptkomponenten	MgO	$Mg(OH)_2$
MgO (%)	75,9	65,0
CaO (%)	12,5	1,8
$K_2O$ (%)	0,8	0,4
Körnung (mm)	1 - 4	1 - 5
Menge (dt.ha <sup>-1</sup> ) in kg Mg . ha <sup>-1</sup>	25,0 1140	26,5 1040
Termin	Mai 1988	Mai 1988

Tabelle 4: Versuchsanlage und Geräteausstattung der Parzellen am Standort Hohe Matzen.  
*Experimental design and sampling equipment at experimental field Hohe Matzen.*

<b>Varianten</b>	I II III	= Kontrolle = Magnesit = Mg-Hydroxid	je 5 Parzellen (10 x 20 m)
<b>Meßtechnik</b>	4 Streulysimeter (freidrainend) je Parzelle 2 x 3 Saugkerzen in 2 Tiefen je Parzelle 3 x 3 Hg-Tensiometer in 3" Tiefe je Parzelle 5 Regenfänger je Variante 3 Druckaufnehmertensiometer je Variante		

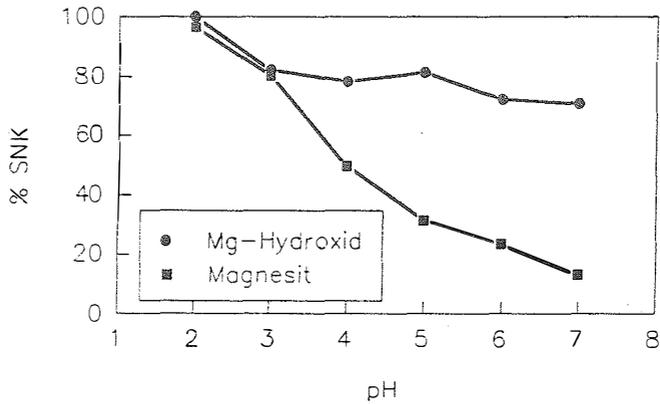


Abbildung 2: pH-Abhängigkeit der Säurepufferung von Magnesit und Mg-Hydroxid in % der Säureneutralisationskapazität (t = zwei Stunden).  
*pH dependency of acid neutralization of magnesite and Mg-hydroxide, expressed in % of ANC (t = 2 hours).*

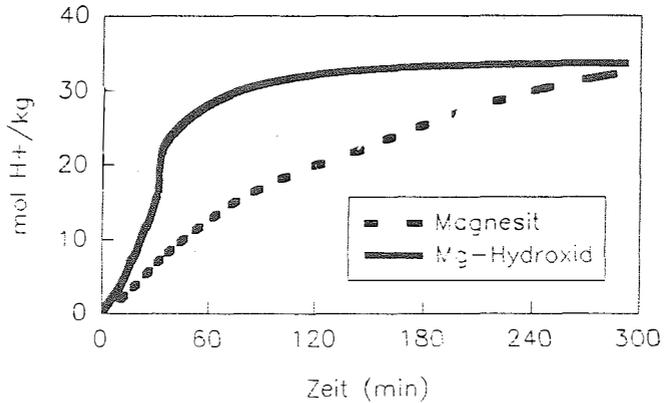


Abbildung 3: Zeitabhängige Säurepufferung von Magnesit und Mg - Hydroxid bei pH 5.  
*Acid neutralization versus time for magnesite and Mg-hydroxide.*

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Auswirkungen der Düngung auf die Bodenlösung

Bereits drei Monate nach Ausbringung liegen die Mg-Konzentrationen beider Düngervarianten bis in 70 cm Bodentiefe um ein Vielfaches über der Kontrolle und bleiben über den gesamten Untersuchungszeitraum auf diesem erhöhten Niveau (Abb.4). Von jahreszeitlichen Schwankungen abgesehen gibt es bisher keine erkennbare Tendenz zu einem Nachlassen der Düngewirkung. Die pH-Werte in der Bodenlösung der Kontrollflächen zeigen einen ausgeprägten saisonalen Verlauf mit pH-Absenkungen im Sommer (Abb.5). Beide Düngervarianten folgen zunächst diesem Verlauf. Etwa ein Jahr nach der Ausbringung wird auf den Mg(OH)<sub>2</sub>-Parzellen der pH-Effekt der basischen Düngung deutlich. Bei der MgO-Variante verzögert sich dieser Effekt ein weiteres halbes Jahr. Danach bleiben die pH-Werte auf diesem erhöhten Niveau und liegen in der organischen Auflage etwa eine Einheit, im oberen Mineralboden 0.4-0.7 pH-Einheiten über der Kontrolle. Saisonale Versauerungsschübe werden vollständig abgefangen.

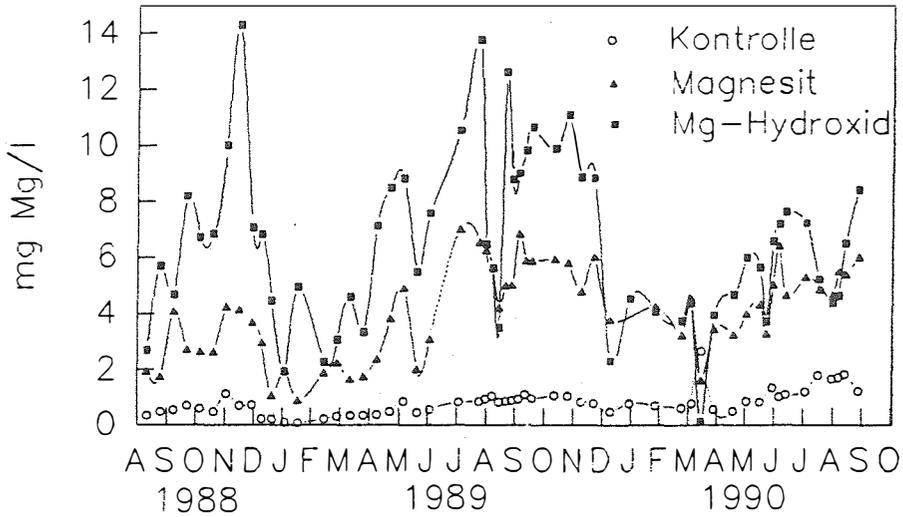


Abbildung 4: Verlauf der Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung aus 25 cm Tiefe für die drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen.  
*Temporal course of Mg-concentrations in the soil solution (depth = 25 cm) of three treatments at the Hohe Matzen site.*

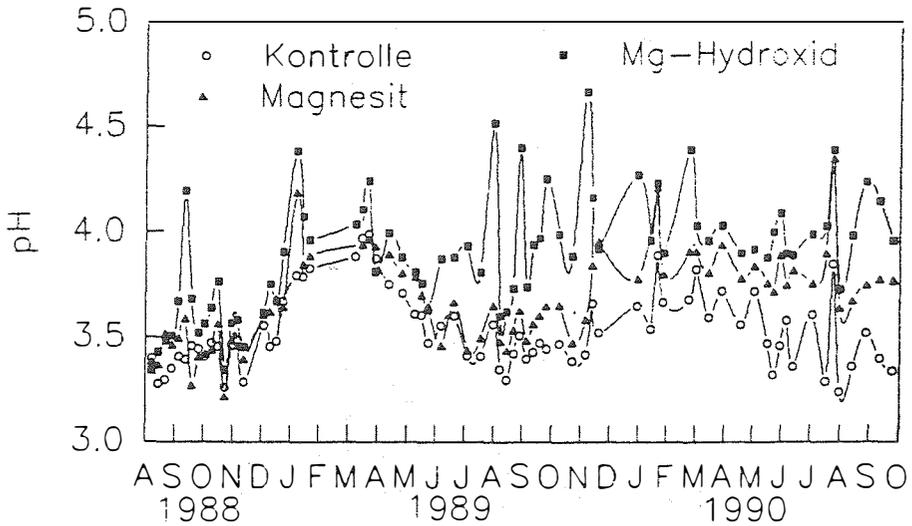


Abbildung 5: Verlauf der pH-Werte in der Bodenlösung aus 25cm Tiefe für die drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen.  
*Temporal course of pH in the soilsolution (depth = 25 cm) of three treatments at the Hohe Matzen site.*

Zu Beginn der Messungen liegen die Nitrat-Konzentrationen beider Düngungsvarianten in allen Tiefen deutlich über den bereits hohen Werten der Kontrollparzellen (Abb.6). In der organischen Auflage bleiben die Gehalte auch bis Herbst 1990 erhöht, zeigen allerdings eine abnehmende Tendenz. Im Mineralboden geht die zusätzliche Nitratbelastung nach 18-24 Monaten unter die Werte der Kontrolle zurück. Diese Entwicklung verläuft für beide Varianten zeitgleich zum Anstieg der pH-Werte.

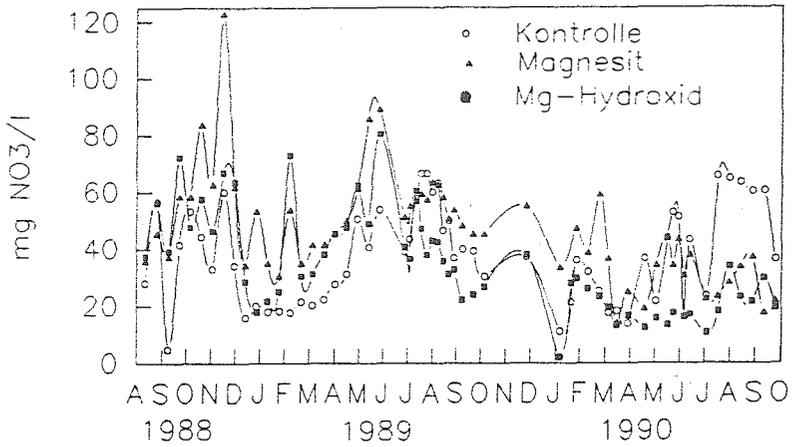


Abbildung 6: Verlauf der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung aus 25cm Tiefe für die drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen.  
*Temporal course of nitrate concentrations in the soil solution (depth = 25 cm) of three treatments at the Hohe Matzen site.*

Die Düngung führt im Mittel über drei Vegetationsperioden zu deutlich erhöhten pH-Werten bis in 25 cm Bodentiefe, drastisch erhöhten Mg-Konzentrationen bis in 70 cm Tiefe und einer nur zeitlich begrenzten Anhebung der Nitratgehalte (Abb.7). Die Verbesserungen des chemischen Bodenmilieus kommen auch in den Elementverhältnissen zum Ausdruck. So wird im Oberboden der Mg/Al-Quotient von 0.3 auf 2-4 angehoben. Die Hydroxiddüngung erhöht das Ca/H-Verhältnis von 0.2 auf 1.6. Eine potentielle Al- oder H-Toxizität auf das Feinwurzelsystem (MURACH, 1990) wird damit unwahrscheinlich. Die größere Reaktivität des  $Mg(OH)_2$  kommt in durchgehend höheren Mg-Konzentrationen und einem früheren und stärkeren pH-Anstieg im Vergleich zur MgO-Variante zum Ausdruck.

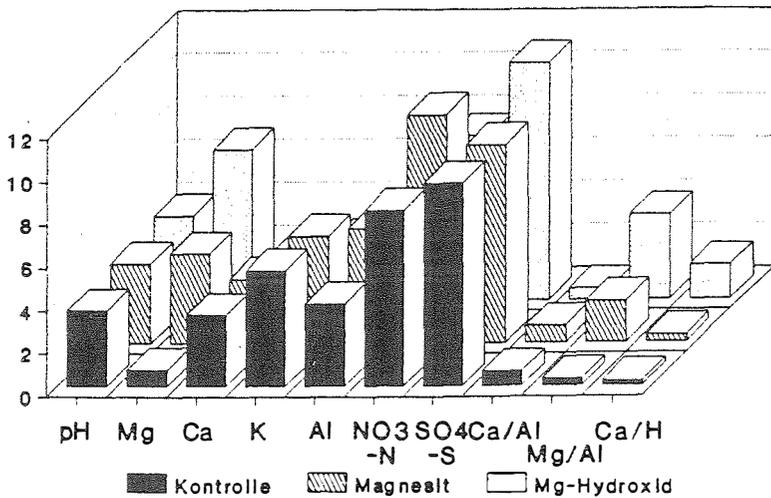


Abbildung 7: Mittelwerte der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung aus 25 cm Tiefe für die drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen  
*Means of ion concentrations and ion ratios in the soil solution (depth = 25 cm) of three treatments at the Hohe Matzen site.*

### 3.2 Auswirkungen der Düngung auf den Sorptionskomplex

Zwei Jahre nach Düngung wurde der Sorptionskomplex der organischen Auflage und des Mineralbodens aller Parzellen in sieben Tiefenstufen untersucht. Die Vorräte an austauschbarem Mg wurden durch beide Dünger bis in 40cm Mineralbodentiefe deutlich erhöht (Abb.8). Dies gilt besonders für die organische Auflage. Hier wurden Al und Protonen fast völlig vom Austauscher verdrängt. Das reaktivere Mg-Hydroxid erreicht im Mineralboden einen deutlicheren Tiefeneffekt als der Magnesit.

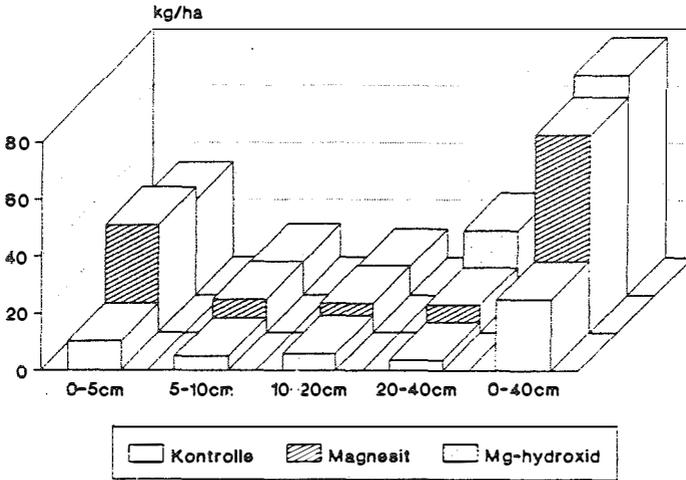


Abbildung 8a: Vorräte an austauschbarem Mg in der organischen Auflage, der drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen zwei Jahre nach Düngung.  
*Amount of exchangeable Mg in the organic layer of three treatments at the Hohe Matzen site two years after fertilizer application.*

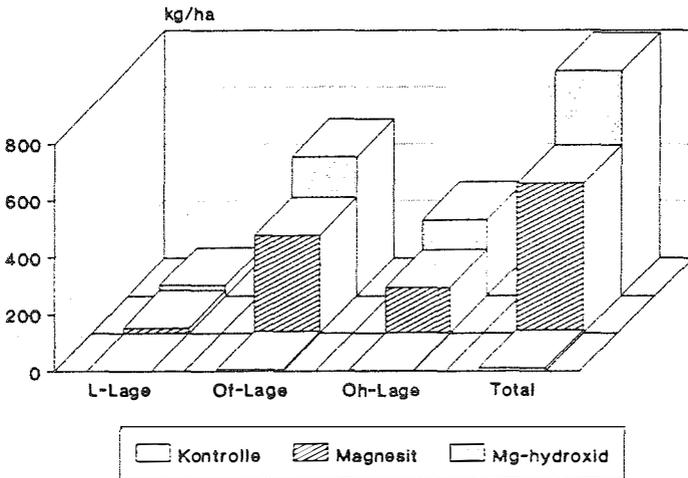


Abbildung 8b: Vorräte an austauschbarem Mg im Mineralboden bis 40cm Tiefe der drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen zwei Jahre nach Düngung.  
*Amount of exchangeable Mg in the mineral soil (0-40 cm) of three treatments at the Hohe Matzen site two years after fertilizer application.*

### 3.3 Auswirkungen der Düngung auf die Ernährung

Düngungsversuche in Altbeständen zeigen häufig eine langsame Reaktion der Nährstoffversorgung (HÜTTL, 1988b, KAUPENJOHANN, 1989). Aufgrund der ungünstigen Ausgangssituation an der Hohe Matzen war die verzögerte Düngewirkung auf die Nadelgehalte nicht unerwartet. Erst die dritte Vegetationsperiode nach Ausbringung führt auf den mit  $Mg(OH)_2$  gedüngten Flächen zu einem Anstieg der Mg-Spiegelwerte von 0.68 auf 0.80  $mg\ kg^{-1}$  Mg (Abb.9).

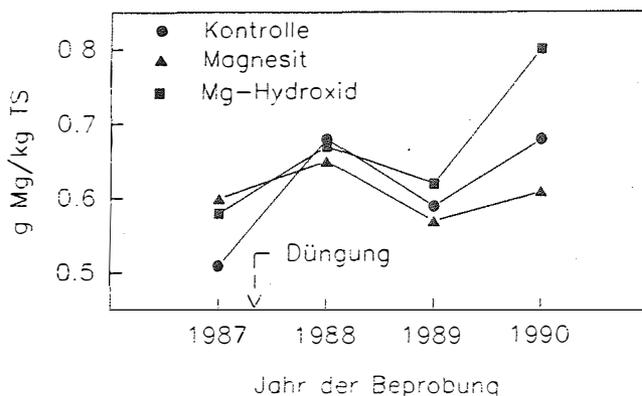


Abbildung 9: Mg-Spiegelwerte in den rezenten Nadeln der drei Versuchsvarianten am Standort Hohe Matzen über einen Zeitraum von vier Jahren  
*Temporal variation of Mg content of current needles for fertilization site Hohe Matzen during a 4 year period.*

### Literatur

- HANTSCH, R., 1987: Wasser - und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 3,1-129.
- HÜTTL, R.F., 1985: 'Neuartige Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (Picea abies Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 16,1-195.
- HÜTTL, R.F., 1988a: Diagnostische Düngungsversuche zur Revitalisierung geschädigter Fichtenbestände (Picea abies Karst.) in Südwestdeutschland. Forstw. Cbl. 107,173-183.
- HÜTTL, R.F., 1988b: 'New type' forest declines and restabilization/revitalization strategies. Water, Air, and Soil Poll. 41, 95-111.
- HÜTTL, R.F., 1989: Neuartige Waldschäden aus dem Blickwinkel der Waldernährungslehre. KALI-Briefe (Büntehof), 19 (6), 367-389.
- KAUPENJOHANN, M. und W. ZECH, 1987: Walddüngung und neuartige Waldschäden: Ergebnisse aus Düngungs- und Kalkungsversuchen. in: Glatzel, G. (ed.): Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme. FIW, Universität für Bodenkultur, Wien, 82-98.

- KAUPENJOHANN, M. und W. ZECH, 1989: Waldschäden und Walddüngung - Ergebnisse des IMA-Querschnittseminars in Bayreuth (21.-22.11.1988). Allg. Forstz. 37,1002-1008.
- KAUPENJOHANN, M., 1989: Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 11,1-202.
- KREUTZER, K. und R. SCHIERL, 1989: Auswirkungen der Kalkung auf die Sickerwasserqualität - Ergebnisse des Höglwaldprojekts und der Oberpfalz. IMA-Querschnittseminar, Bayreuth, KfK-PEF 55,129-141.
- MARSCHNER, B., 1990: Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter Einfluß einer Kalkung/Düngung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen, Reihe A, Bd.60, 1-192.
- MATZNER, E., 1988: Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Göttingen, Reihe A, Bd.49, 1-217.
- MEIWES, K.J. und F. BEESE, 1989: Auswirkung einer oberflächlichen Kalkung in meliorativer Dosis auf pH-Wert und Kationenaustauscherbelegung einer sauren Braunerde auf Löß. IMA-Querschnittseminar, Bayreuth, KfK-PEF 55,195-204.
- MURACH, D., 1990: Natural and anthropogenic stress in spruce and beechecosystems in the Solling project. International Congress on Forest Research: State of knowledge and perspectives, Lectures Vol.II, 583-596.
- SAUTER, U., 1989: Düngung zur Vitalisierung neuartig geschädigter Waldbestände in Bayern. KALI-Briefe (Büntehof), 19 (6), 443-459.
- SCHAAF, W. und W. ZECH, 1989: Erste Ergebnisse von Düngungsversuchen mit gebranntem Magnesit, Magnesiumhydroxid und Geosan in gelbspitzigen Fichtenbeständen NO-Bayerns. IMA-Querschnittseminar, Bayreuth, KfK-PEF 55, 153-166.
- SCHAAF, W. und W. ZECH, 1990: Nitrogen output of declining spruce stands in NE Bavaria. European Workshop on the Effects of Forest-Management on the Nitrogen-Cycle with Respect to Changing Environmental Conditions. GSF München, im Druck.
- SCHIERL, R. und K. KREUTZER, 1989: Projekt Höglwald: Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. KALI-Briefe (Büntehof), 19 (6), 417-423.
- ULRICH, B., 1986: Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. Cbl. 105, 421-435.
- ZECH, W. und E. POPP, 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102, 50-55.

# Düngungsversuche mit Magnesitdüngern zu Fichte im Magnesiummangelgebiet Schöneben

Robert Jandl und Klaus Katzensteiner  
Institut für Forstökologie  
Universität für Bodenkultur  
Peter Jordan Strasse 82, A-1190 Wien

## **Abstract: Fertilizer experiments with magnesite derived products in Schöneben.**

*Magnesium fertilizers derived from magnesite were applied to mitigate nutrient deficiencies in Norway spruce stands, showing symptoms of the montane yellowing type of forest decline. The experiment is located in the Bohemian massif and comprises three pure Norway spruce (Picea abies) stands of different age, that are exposed to moderate acid deposition loads. Needle analysis showed a significant increase in current needle Ca and Mg contents within few years after fertilization. Initially enhanced nitrate concentrations in the soil solution of fertilized plots soon declined to normal levels. Reduction of yellowing symptoms, increase in crown density and positive effects on soil solution chemistry and nutrient content of foliage indicate, that oxidic magnesium fertilizers are an appropriate measure to counteract nutrient depletion caused by historic land use and deposition of acidifying components.*

## 1. Einleitung

Neuartige Waldschäden, wie sie vor allem in höheren Lagen europäischer Mittelgebirge zu beobachten sind, werden häufig von Ernährungsstörungen begleitet. Nährstoffmangelerscheinungen treten vor allem auf Standorten mit geringen Nährstoffvorräten im Mineralboden auf (HÜTTL, 1985, ZECH und POPP, 1983), besonders wenn durch historische Formen der Landnutzung dem Wald durch viele Jahrzehnte Nährstoffe in Form von Biomasse entzogen wurden (GLATZEL, 1989).

Zusätzlicher Streß infolge Bodenversauerung durch 'Sauren Regen' und witterungsbedingte Versauerungsschübe wird als auslösende Ursache für die gegenwärtige Situation diskutiert (ULRICH, 1983). Direkte Auswaschung von Nährstoffen aus Assimilationsorganen als Folge der Pufferung von Säuren und direkter Schädigung der Nadeln durch Luftschadstoffe verstärkt diese Mangelsituationen. Erhöhte Stickstoffeinträge sind in der Lage Nährstoffungleichgewichte zu induzieren, wobei Versauerungsvorgänge durch angekurbelte Mineralisation, zuwachssteigernde Effekte und Konkurrenz in der Aufnahme basischer Nährstoffe mögliche Wirkungsmechanismen darstellen (NIHLGARD, 1985, SCHULZE, 1989, GLATZEL et al., 1987, KATZENSTEINER et al., 1990). Die 'neuartigen Waldschäden' erfordern die Einleitung von Gegenmaßnahmen. Als Kompensationsbehandlung hat sich die Ausbringung karbonatischer Düngemittel bewährt. Akute induzierte Nährstoffmängel werden vielfach mit leicht löslichen Düngersalzen beseitigt. Im Rahmen unserer Versuche sollen unzureichend mit Magnesium versorgte Fichtenbestände mit karbonatisch und oxidisch gebundenem Magnesium revitalisiert werden.

## 2. Methoden

### 2.1 Standorte und Bestände

Der österreichische Teil des Böhmerwaldes ist ein zwischen 700 und 1400 m Seehöhe gelegener Teil des Urgesteinsmassives der Böhmisches Masse. Das Landschaftsbild ist von bewaldeten Hügeln geprägt. Ausgangsmaterial der rezenten Bodenbildung sind vielfach ältere, periglazial überprägte Deckschichten. Die Bodenformen reichen von schwach podsoligen Braunerden und

Podsolen zu semiterrestrischen Bodenbildungen und Waldmooren. Der jährliche Niederschlag beträgt 850 mm im Mühlthal, Bestände in höhergelegenen Teilen des Gebietes dürften zusätzliche Niederschläge, auch infolge der Auskämmung von Wolken- und Nebelwasser erhalten. Die Schneebedeckung dauert durchschnittlich 100 Tage. In der Vergangenheit deckte Holz aus dem Böhmerwald nicht nur den Bedarf der lokalen Glasindustrie. Im 1790 gebauten Schwarzenberg Kanal wurde Brennholz bis ins Donautal transportiert, um den Brennholzbedarf der Städte zu decken. Um diese hohe Nachfrage zu befriedigen, wurden große Teile des Böhmerwaldes kahl geschlagen, während im verbleibenden Wald extensive Viehzucht betrieben wurde (RACHOY, 1971). Historische Aufzeichnungen und Flurnamen belegen, daß in geeigneten Lagen Weideflächen angelegt wurden. Eine Folge der exploitativen Forstwirtschaft war eine Entmischung des Waldes, da die Schattbaumarten Buche und Tanne wenig Verjüngungsmöglichkeiten vorfanden. Die aktuell häufigsten Bestandesformen sind ungleichaltrige Fichtenwälder, die in einer besonderen Form der Plenterung, der Zielstärkennutzung, bewirtschaftet werden (REININGER, 1987). Schadstoffeintragsmessungen zeigten jährliche Stoffflüsse mit dem Bestandesniederschlag von 20 bis 30 kg Schwefel und 15 bis 20 kg Stickstoff je Hektar, mit höheren Werten in windexponierten Lagen (KATZENSTEINER et al., 1990).

Die Düngungsversuche wurden in drei Fichtenreinbeständen angelegt. Im Versuch 'Sulzberg' werden drei BIOMAG<sup>TM</sup>-Dünger getestet. In den Versuchen 'Pflegerwiese' und 'Bärenstein' kam zusätzlich zur BIOMAG<sup>TM</sup>-Variante ein organisches Düngemittel zur Anwendung (vgl. KATZENSTEINER et al., 1991). Kennzahlen für die Standorte und Bestände sind in Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 1: Charakterisierung der Versuchsstandorte.

*Site and stand characteristics of experimental sites.*

	<i>Pflegerwiese</i>	<i>Sulzberg</i>	<i>Bärenstein</i>
<i>Seehöhe (m)</i>	950	800	950
<i>Alter (Jahre)</i>	40	60	80
<i>Stammzahl (ha<sup>-1</sup>)</i>	1415	837	420
<i>Grundfläche (m<sup>2</sup>)</i>	25	33	18
<i>Mittelstamm</i>			
<i>Durchmesser (cm)</i>	15	24.4	23.4
<i>Höhe (m)</i>	11.7	18.6	18.8

Der Bestand 'Pflegerwiese' stellt die Erstaufforstung einer früher als Mähwiese genutzten Fläche dar. Die Höhen- und Durchmesserdifferenzierung des dichten Bestandes ist gering.

Ein früher Durchforstungseingriff auf der Versuchsfläche 'Sulzberg' wird durch den hohen Bestockungsgrad und den hohen Mittelstammdurchmesser trotz der niedrigen Stammzahl angezeigt. Möglicherweise war der Bestand von Schneebruchereignissen betroffen. Der Bestand 'Sulzberg' dürfte infolge seiner Nähe zu einer alten Siedlung besonders stark durch Streunutzung vorbelastet sein. Auch in diesem Bestand sind häufig Wipfelbrüche zu beobachten.

Der Bestand 'Bärenstein', ebenfalls eine Wiesenaufforstung, ist infolge seiner Lage auf einer flachen Kuppe stark windexponiert. Wipfelbrüche durch Naßschnee beeinträchtigen die Bestandesqualität, die niedrige Stammzahl ist Folge mehrerer Windwurfereignisse.

Die Provenienz der Fichte ist von allen drei Beständen nicht bekannt, die Anfälligkeit der sehr breitkronigen Individuen gegen Schneebrüche läßt auf eine mangelnde Standortsanpassung schließen.

Die Bestände zeigen ausgeprägte Nadelvergilbungerserscheinungen und Nadelverluste.

Ergebnisse der chemischen Bodenanalyse vor Versuchsbeginn sind in Tabelle 2 angegeben.

Tabelle 2: Chemische Bodenkennwerte der Versuchsflächen. Gesamtvorräte [g.m<sup>-2</sup>] an Kohlenstoff und Stickstoff und Vorrat an austauschbaren Kationen (ungepufferter 0.1 m BaCl<sub>2</sub>-Auszug).  
*Soil chemical properties of the experimental sites. Total amount [g.m<sup>-2</sup>] of carbon nitrogen and exchangeable cations (0.1m BaCl<sub>2</sub>-extract).*

	Pflegerwiese	Sulzberg	Bärenstein
Humus (O <sub>mh</sub> -Horizont)			
C <sub>tot</sub>	1900	2880	3300
N <sub>tot</sub>	89	116	148
K <sub>tot</sub>	9,3	8,6	9,7
Ca <sub>tot</sub>	4,8	2,4	8,9
Mg <sub>tot</sub>	7,6	2,6	6,6
Mineralboden (0 - 40 cm)			
pH <sub>CaCl2</sub>	3,5	3,3	3,2
C <sub>tot</sub>	10700	10630	14400
N <sub>tot</sub>	682	605	533
K <sub>aust</sub>	15	30	10
Ca <sub>aust</sub>	10	14	10
Mg <sub>aust</sub>	5	3,6	3,3

Biomassenzug als Folge historischer Formen der Landnutzung bedingt die geringe Nährstoffausstattung der Mineralböden. Die Tabelle 2 zeigt die niedrige Versorgung der Mineralböden mit austauschbaren M<sub>B</sub>-Kationen. Bei Magnesium fällt auf, daß die Gesamtvorräte im Auflagehumus, auf den Standorten 'Pflegerwiese' und 'Bärenstein' höher sind als die austauschbaren Magnesiumvorräte im Mineralboden. Der Magnesiumanteil des granitischen Grundgesteines ist gering und erklärt die angespannte Mg Versorgungssituation.

Die Nadelanalyse zeigt den unzureichenden Kalzium- und Magnesiumernährungszustand (Tabelle 6). Die mittleren Magnesiumgehalte einjähriger Nadeln liegen auf den Kontrollparzellen unter dem bei HÜTTL (1986) angegebenen Grenzwert von 0,7 mg Mg.g<sup>-1</sup>. Die Kaliumgehalte liegen im Bereich ausreichender und guter Versorgung.

## 2.2 Magnesiumdünger

Als Düngemittel wurde BIOMAG<sup>TM</sup> verwendet. BIOMAG<sup>TM</sup> ist eine Sammelbezeichnung für Düngemittel, die aus Magnesit hergestellt werden. Der Rohstoff wird in einem industriellen Prozeß teilweise zu Magnesiumoxid umgesetzt und rekarbonatisiert. Der leicht verfügbare, oxidische Anteil des Düngemittels soll der raschen Behebung von Vergilbungserscheinungen der Assimilationsorgane dienen, der karbonatische Teil soll durch seine langsame Löslichkeit eine Langzeitwirkung der Düngemaßnahme gewährleisten. Der Dünger wird fein vermahlen und mit etwa 10 Gewichtsprozent BIOSOL<sup>TM</sup> gemischt granuliert.

Diese theoretisch abgeleitete Wirkung einer sofort und einer langfristig verfügbaren Komponente legt den Ersatz schnell löslicher Düngersalze starker Säuren und wesentlich weniger löslicher Karbonatdünger auf Dolomitbasis durch BIOMAG<sup>TM</sup>-Dünger nahe.

In der Tabelle 3 sind die Kalzium- und Magnesiumgehalte der BIOMAG<sup>TM</sup>-Komponenten angegeben.

Tabelle 3: Kalzium- und Magnesiumgehalte der Komponenten von BIOMAG™.  
*Calcium- and magnesium content of BIOMAG™ components.*

	Kaustischer Magnesit (Oxid)	Roh- Magnesit (Karbonat)
Ca (%)	10	10
Mg (%)	33	21

Das Verhältnis von Kalzium zu Magnesium ist bei den BIOMAG™-Düngern gegenüber dem Dolomit zugunsten des Magnesiums verschoben, sodaß ein magnesiumbetonendes Düngemittel zur Verfügung steht.

### 2.3 Versuchsanordnung und Untersuchungsparameter

Um der kleinräumigen Variabilität von Standortseigenschaften, die für grobblockreiche Böden über Granit charakteristisch ist, Rechnung zu tragen, wurden auf den Versuchsfeldern um dominante Bäume Kleinparzellen mit 12 m Durchmesser randomisiert angeordnet, die jeweils 10 bis 15 Bäume enthielten. Das bei STERBA (1970) beschriebene Versuchsdesign sieht vor, daß die Zentralstämme der dominierenden Baumschicht angehören, vital sind und möglichst ähnlichen Konkurrenzverhältnissen unterliegen.

In der Tabelle 4 sind die Versuchsparameter angeführt.

Tabelle 4: Versuchsanordnung 'VA' (0=ungedüngt, g=gedüngt) und Stichprobenumfang 'n', Düngermenge und -komponenten und Applikationsmengen an Kalzium und Magnesium, auf den Versuchsfeldern Pfliegerwiese, Sulzberg and Bärenstein.

*Sites, treatments 'VA' (0=control, g=fertilized), replications 'n', quantity of fertilizer, fertilizer components and amount of magnesium and calcium.*

Standort	VA	n	Jahr	Magnesiumdüngerkomponenten				
				Dünger- menge kg.ha <sup>-1</sup>	Roh- Magnesit %	Kaust. Magnesit %	Mg kg.ha <sup>-1</sup>	Ca kg.ha <sup>-1</sup>
Pfliegerwiese	0	10	1987	-	-	-	-	-
	g	10	1987	2000	90	10	420	208
Sulzberg	0	15	-	-	-	-	-	-
	g1	10	1989	1900	-	100	630	190
	g2	10	1989	2200	30	70	650	220
	g3	10	1989	2200	70	30	615	250
Bärenstein	0	11	1987	-	-	-	-	-
	g	11	1987	2000	90	10	420	208

Nadelproben wurden jährlich im Winter vom siebten Wirtel der Zentralstämme entnommen. Das Probenmaterial wurde in einem Salpetersäure-Perchlorsäuregemisch naß verascht und die Gehalte an Kalium, Kalzium, Magnesium, Mangan und Phosphor bestimmt. Der Stickstoffgehalt wurde nach der Kjeldahl-Methode ermittelt.

Im Rahmen der Versuche 'Sulzberg' und 'Bärenstein' wurde Bodenwasser während der Vegetationsperiode in 14-tägigen Intervallen mittels keramischen Saugkerzen aus 30 cm und 60 cm Bodentiefe geworben. Die Proben wurden bis zur Analyse bei 4 °C gekühlt. Die pH-Messung erfolgte elektrometrisch mit einer Glaselektrode, die Konzentrationen an Natrium, Kalium, Kalzium, Magnesium, Mangan und Aluminium wurden mittels AAS, Nitrat, Sulfat und Chlorid wurden ionenchromatographisch bestimmt. Zur kolorimetrischen Ammoniumanalyse diente ein Flow Injection Analyzer.

Die Durchmesser der Zentralstämme wurden während der Vegetationsperiode monatlich an permanent installierten Dendrometern abgelesen. Der Grundflächenzuwachs wurde mittels Kovarianzanalyse auf gleiche Grundflächen vor der Düngung bezogen.

### 3. Ergebnisse

Die Tabelle 5 zeigt das durchschnittliche Grundflächenwachstum der Zentralstämme.

Tabelle 5: Durchschnittliches Grundflächenwachstum der Zentralstämme ( $\text{cm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ ).  
*Mean basal area growth of treated stems ( $\text{cm}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ ).*

Versuch	Behandlung	1988	1989	1990
Pflegerwiese	0	6,4	9,5	8,8
Pflegerwiese	g	9,0	13,8	11,1
Sulzberg	0	-	19,8	21,1
Sulzberg	g1	-	18,5	18,4
Sulzberg	g2	-	17,5	17,7
Sulzberg	g3	-	19,8	21,0
Bärenstein	0	17,6	20,3	20,7
Bärenstein	g	15,3	25,3	25,5

Wegen der großen Variabilität innerhalb der Behandlungseinheiten sind Unterschiede im Grundflächenwachstum bisher nicht statistisch absicherbar.

Die Tabelle 6 zeigt ausgewählte Nadelnährstoffgehalte vorherrschender Bäume der Versuchsstandorte.

Tabelle 6: Nährelementgehalte ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) halbjähriger Nadeln in den Fichtennadeln der Versuchsstandorte. Sterne zeigen statistisch signifikante ( $p < 0,05$ ) Mittelwertsunterschiede innerhalb der Versuche.

*Nutrient content ( $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ) of current foliage during the course of the fertilizer - experiments. Asterisks indicate statistically significant different group means (Scheffe - Test,  $p < 5\%$ ).*

Versuch Behandlung		Pflegerwiese		Sulzberg		Bärenstein	
		0	g	0	g1	0	g
N	1986	13,8	13,8	-	-	14,1	13,6
	1988	15,7	15,8	15,3	15,3	15,8	15,3
	1989	14,9	14,4	14,7	15,5	15,4	13,9
	1990	15,5	14,3	13,2	13,9	14,0	12,6
Mg	1986	0,33	0,38	-	-	0,58	0,50
	1988	0,42	0,71*	0,65	0,79	0,57	0,60
	1989	0,49	1,24*	0,64	0,64	0,66	0,98*
	1990	0,50	1,24*	0,68	0,90*	0,65	1,06*
Ca	1986	1,08	1,06	-	-	0,95	0,89
	1988	2,34	3,70*	1,31	1,50	2,13	2,66
	1989	1,48	2,66*	1,65	1,62	1,14	2,08*
	1990	1,59	2,79*	1,93	2,24*	1,20	2,17*
K	1986	3,73	3,86	-	-	5,18	5,30
	1988	5,43	5,20	5,96	5,90	5,71	6,24
	1989	5,33	5,17	7,59	7,31	7,04	6,73
	1990	4,91	4,13	7,17	6,63	6,80	5,74

(: Daten für die Behandlungen 'Sulzberg g2 & g3' sind nicht angeführt.)

Die Abbildung 1 stellt für den Versuchsbestand 'Sulzberg' die zeitliche Entwicklung der Magnesiumnadelgehalte ungedüngter und gedüngter Bestände gegenüber.

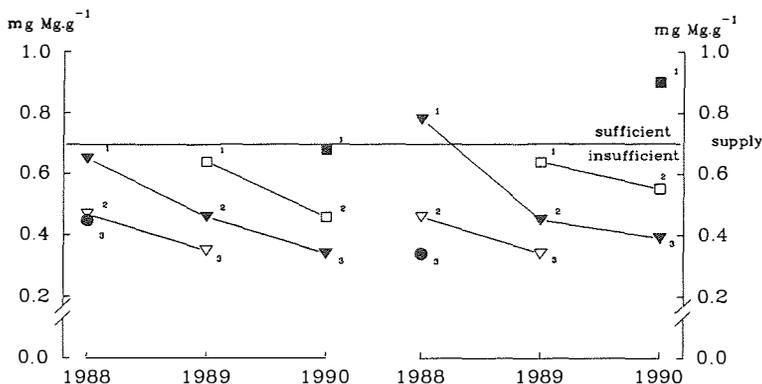


Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf der Magnesiumgehalte von Nadeln der ungedüngten (Sulzberg, Variante 0) und der BIOMAG<sup>TM</sup>-gedüngten (Sulzberg, Variante g1) Versuchsbäume. Die Linien verbinden die Magnesiumgehalte einzelner Nadeljahrgänge während des Experiments, vertikal sind 1-, 2- und 3-jährige Nadeln angeordnet.)

*Temporal course of needle Mg-contents for unfertilized (Experiment 'Sulzberg/0'; left graph) and fertilized (Experiment 'Sulzberg/g1'); right graph) plots in 3 subsequent years.*

Der Bodenwasserchemismus der Versuche 'Sulzberg' und 'Bärenstein' ist aus den Abbildungen 2 und 3 ersichtlich.

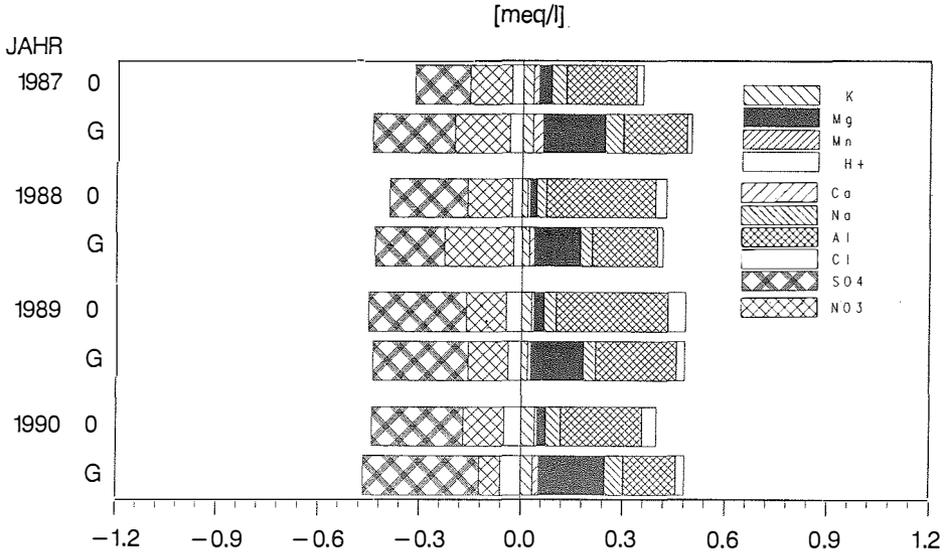


Abbildung 2: Jahresmittelwerte der Kationen- (nach rechts) und Anionenkonzentrationen (nach links) im Bodenwasser (Werbungstiefe 30 cm) der ungedüngten und gedüngten Versuchsfelder im Bestand 'Bärenstein'.

*Mean cation- (right bars) and anion- (left bars) concentrations in the soil solution of unfertilized and fertilized plots at experimental site 'Bärenstein' (sampling depth 30cm).*

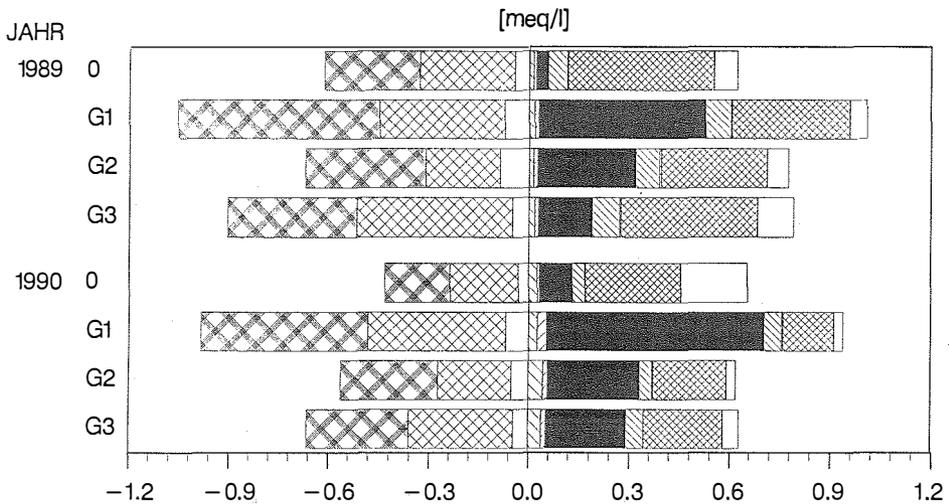


Abbildung 3: Jahresmittelwerte der Kationen- (nach rechts) und Anionenkonzentrationen (nach links) im Bodenwasser (Werbungstiefe 30 cm) der ungedüngten und gedüngten Versuchsfelder im Bestand 'Sulzberg'.

*Mean cation- (right bars) and anion- (left bars) concentrations in the soil solution of unfertilized and fertilized plots at experimental site 'Sulzberg' (sampling depth=30cm).*

#### 4. Diskussion

Am Standort 'Pflegerwiese', der zu Versuchsbeginn den schlechtesten Ernährungszustand aufwies und dessen Nährstoffaufnahme aus dem Mineralboden altersbedingt höher sein müßte als auf den anderen Standorten, war ein signifikantes Ansprechen der Kalzium- und Magnesiumspiegelwerte bereits im ersten Jahr nach der BIOMAG<sup>TM</sup>-Düngung zu verzeichnen. Die beiden anderen Versuche zeigten ab dem zweiten Jahr signifikant höhere Kalzium- und Magnesiumgehalte in den Nadeln der gedüngten Bäume.

Die Magnesiumspiegelwerte älterer Nadeln liegen noch unter der Mangelgrenze. Aus der Abbildung 1 ist erkennbar, daß gleichaltrige Nadeljahrgänge der ungedüngten Parzellen des Experiments 'Sulzberg' kaum Unterschiede zwischen den Jahren zeigen. Hingegen ist bei den gedüngten Parzellen (Variante g1) ein leichter Aufwärtstrend erkennbar. Der Mangelsymptome erzeugende Prozeß der Translokation von Magnesium aus älteren in jüngere Nadeln wurde durch die Düngung verringert. Die Nadelvergilbungen wurden auf den gedüngten Flächen nicht beseitigt, doch hat die Vergilbung merklich nachgelassen.

Die Kaliumspiegelwerte zeigen einen abnehmenden Trend, da möglicherweise die Kaliumaufnahme durch die Erhöhung der Kalzium- und Magnesiumkonzentrationen in der Bodenlösung erschwert wird. Die Entwicklung ist statistisch nicht signifikant und wegen der guten Kaliumversorgung an den untersuchten Standorten bedeutungslos.

Die Stickstoffversorgung zeigte bisher keinen positiven Düngungseffekt. Vielmehr sind die gedüngten Parzellen durch eine stetige, nicht signifikante, Abnahme der Stickstoffspiegelwerte ausgezeichnet. Obwohl in den ersten Jahren nach der Düngung kein signifikanter Mehrzuwachs der Grundfläche zu beobachten war, ist infolge vermehrter biologischer Umsetzungen im Boden eine Verbesserung der Ernährungsbedingungen durch eine Ankurbelung und Beschleunigung des Stickstoffkreislaufes zu erwarten. Wie andere Versuche zeigen, reagieren Bäume in den ersten Jahren nach Stickstoffzufuhr mit dem Aufbau von Blattmasse (BINKLEY, 1986, KATZENSTEINER et al., 1991, KOZLOWSKI et al., 1991). Durch den so gesteigerten Bedarf werden die Nadelgehalte verdünnt.

Die Daten des Bodenwasserchemismus zeigen bei allen gedüngten Parzellen eine deutliche und anhaltende Erhöhung der Magnesiumkonzentration. Dem akuten Magnesiummangel wird effektiv und langfristig entgegengewirkt. Die Konzentrationserhöhung der Kationen wird auf der Anionenseite von Sulfat und Nitrat balanciert.

Die Konzentrationen der Kationensäuren Aluminium und Mangan werden durch die Düngung sowohl in 30 als auch in 60 cm Profiltiefe signifikant verringert. Aluminiumtoxizität, die von KAZDA (1990) als möglicher Stressor für die Waldökosysteme des Böhmerwaldes diskutiert wurde, wird daher unwahrscheinlich.

Erhöhte Nitratkonzentrationen und pH-Werte infolge der Düngung wurden bei der Variante 'Sulzberg g1' (MgO) im zweiten Jahr im Oberboden festgestellt. In 60 cm Tiefe trat hingegen kein signifikanter Konzentrationsunterschied und kein pH-Effekt auf. Die Varianten 'Sulzberg g2 und g3', bei welchen der Anteil von Magnesiumoxid an der Düngergabe niedriger ist, liegen die Nitratkonzentrationen und pH-Werte unverändert im Bereich der Meßwerte der Kontrollflächen. Im Versuch 'Bärenstein' waren leichte Nitraterhöhungen nur in den ersten beiden Jahren festgestellt worden. Ab dem dritten Versuchsjahr waren auf den gedüngten Parzellen die Nitratkonzentrationen sogar niedriger.

Diese Befunde lassen den Schluß zu, daß durch die Düngung Mineralisierungsprozesse eingeleitet werden. Der freigesetzte Stickstoff wird in den Nährstoffkreislauf eingebaut. Durch die Meliorierung der bodenchemischen Verhältnisse im durchwurzelten Solum werden die Nährstoffaufnahmebedingungen verbessert.

Die Erhöhungen der Sulfatkonzentrationen auf den gedüngten Flächen weisen ebenfalls auf zusätzliche Mineralisierungsprozesse hin. Zuvor organisch gebundener Schwefel und infolge der pH-Anhebung desorbiertes Sulfat werden ausgewaschen.

## 5. Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse der chemischen Nadelanalyse und der Elementkonzentrationen im Bodenwasser zeigen, daß BIOMAG™ die Magnesiumernährungssituation der untersuchten Bestände verbessert. BIOMAG™ erweist sich dabei der traditionellen Kalkung überlegen, da es einen höheren Magnesiumanteil hat und langsamer löslich ist. Eine Mischung von drei Teilen Rohmagnesit mit einem Teil Magnesiumoxid bewirkt keine unerwünschten Mineralisierungsschübe, wie sie im Rahmen von Kalk- und Dolomitgaben mitunter als Problem beschrieben wurden (BEESE und PRENZEL, 1985; REITER et al., 1986; SAUTER und MEIWES, 1990; SCHIERL und KREUTZER, 1989).

Die Düngungsversuche im Böhmerwald haben gezeigt, daß in der Bodenlösung erhöhte Nitratkonzentrationen unmittelbar nach der Düngung auftraten, daß innerhalb von 2 Jahren aber die gedüngten Parzellen sogar niedrigere Nitratwerte aufwiesen als die ungedüngten Teilflächen. Daraus wird geschlossen, daß im Boden die Nährstoffaufnahmebedingungen verbessert wurden, sodaß der vorhandene Stickstoffpool effizienter ausgeschöpft werden kann.

BIOMAG™ erweist sich als geeignetes Düngemittel zur Kompensation saurer Niederschläge, ohne längerfristig nachteilige Nebeneffekte zu verursachen. Die okular erkennbare Verminderung der Magnesium - Mangelsymptome läßt auf die Vergrößerung der Ökosystemstabilität schließen.

## 6. Literatur

- Beese, F. und J. Prenzel, 1985: Das Verhalten von Ionen in Buchenwald-Ökosystemen auf podsoliger Braunerde mit und ohne Kalkung. *Allgemeine Forstzeitung*, **43**, 1162-1164.
- Binkley, D., 1986: *Forest Nutrition Management*. Wiley New York, 290 pp.
- Glatzel, G., M. Kazda, D. Grill, G. Halbwachs und K. Katzensteiner, 1987: Ernährungsstörungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition - ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, **158**, 91-97.
- Glatzel, G., 1989: Internal proton generation in forest ecosystems as influenced by historic land use and modern forestry, in *Proc. International Congress on Forest Decline Research: State of Knowledge and Perspectives*, Friedrichshafen, B. Ulrich, Ed., Karlsruhe, Deutschland, 335-349.
- Hüttl, R.F., 1985: 'Neuartige' Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* **16**, 196 S.
- Hüttl, R.F., 1986: Forest Fertilisation: Results from Germany, France and the Nordic Countries, *The Fertiliser Society, Proc.*, **250**, 40 pp.

- Kazda, M., 1990: *Zusammenhang zwischen Stoffeintrag, Bodenwasserchemismus und Baumernährung in drei Fichtenbeständen im Böhmerwald, Oberösterreich*, Österreichische Gesellschaft für Waldökosystemforschung und experimentelle Baumpforschung, Band 3, 142 S.
- Katzensteiner, K., G. Glatzel and M. Kazda, 1990: Nitrogen induced nutritional imbalances - a contributing factor of Norway spruce decline in the Bohemian forest, presented at Int. Conf. Acidic deposition - its Nature and Impacts, Glasgow (UK), September 16 to 21.
- Katzensteiner, K., G. Glatzel, M. Kazda und H. Sterba, 1991: Effects of air pollutants on mineral nutrition of Norway spruce and revitalization of declining stands in Austria. *Water, Air, and Soil Pollution*, in Vorbereitung.
- Kozłowski, T.T., P.J. Kramer, S.G. Pallardy, 1991: The physiological ecology of woody plants. Academic Press, 657 pp.
- Nihlgård, B. 1985: The Ammonium hypothesis - an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio* 14 (1), 2-8.
- Rachoy, W., 1971: Die waldbauliche Entwicklung in den Wäldern des Praemonstratenser Chorherren-Stiftes Schlägl im oberen Mühlviertel, *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 88 (1), 26-50.
- Reininger, H., 1987: Zielstärken-Nutzung. Österreichischer Agrarverlag, 163 S.
- Reiter, H., J. Bittersohl, R. Schierl und K. Kreutzer, 1986: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden, *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 105, 300-309.
- Sauter, U. und K.J. Meiwes, 1990: Auswirkungen der Kalkung auf den Stoffaustrag aus Waldökosystemen mit dem Sickerwasser. *Forst und Holz* 20, 605-610.
- Schierl, R. und K. Kreutzer, 1989: Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. KALI-Briefe 19, 417-423.
- Schulze, E.-D., 1989: Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest, *Science*, 244, 776-783.
- Sterba, H., 1970: Untersuchungen zur Versuchsmethodik bei Verwendung des Einzelstammes als Stichprobe mit einem Beispiel für ein Modell der Zusammenhänge zwischen dem Zuwachs der Stämme und qualitativen bzw. quantitativen Merkmalen der Umwelt und der Stämme selbst auf einem Pseudogleystandort. Diss. BOKU Wien.
- Ulrich, B., 1983: A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization. In B. Ulrich and J. Pankrath (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, Reidel Publ., 1-29.
- Zech, W. und E. Popp, 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in Nordostbayern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 102, 50-55.
- BIOMAG™ ist ein registriertes Düngemittel, das von der Tiroler Magnesit AG, Hochfilzen, hergestellt wird.
- BIOSOL™ ist ein registriertes Düngemittel, das von der BIOCHEMIE KUNDL AG hergestellt wird.

# Der Einsatz oxidischer Magnesiumdünger bei Hochlagenaufforstungen

Josef Weißbacher

Landwirtschaftskammer für Tirol  
Brixner Straße 1, A-6020 Innsbruck

**Abstract: Use of oxidic magnesium fertilizers for afforestations in high elevation forests.**

*The fertilizer experiment 'Gressensteinalm', situated in Tyrol above the actual timber line, was established in 1986. The experiment deals with the effects of oxidic magnesium fertilizers and an organic fertilizer on growth and establishment of Norway spruce (Picea abies) in afforestations. For 1990 the following results could be evaluated: (1) Growth of fertilized plants was substantially (250 % of control plots) improved. A transplanting shock associated with depressed growth was only observed in unfertilized plots. An average dose of organic fertilizer with 300 g crude magnesite proved to be the optimum treatment. The magnesiitic multicomponent fertilizer BIOMAG clearly improved growth and soil conditions (pH, mycorrhiza).*

## 1. Einleitung

Die Wiederbewaldung entwaldeter Hochlagen und die Sanierung geschädigter Schutzwälder sind Herausforderungen für die alpine Forstwirtschaft. Oberhalb der aktuellen Waldgrenze sind Aufforstungen aufgrund extremer Klima- und Bodenbedingungen oft zum Scheitern verurteilt. Durch Düngung können die Wachstumsbedingungen entscheidend verbessert werden. Ausgewogen ernährte, vitale Pflanzen vertragen letztendlich leichter Fröste und überstehen so die kritische Anwuchsphase schneller (GLATZEL, 1976).

Organische Dünger haben sich bei schwierigen Begrünungen oberhalb der Waldgrenze bewährt (NASCHBERGER u. KÖCK, 1983). Glashausversuche haben gezeigt, daß sich solche Dünger auch bei Aufforstungen von Extremstandorten empfehlen (GLATZEL u. FUCHS, 1986). Gleichzeitig erscheint es sinnvoll die Basenausstattung extrem saurer Hochlagenböden durch basisch wirkende Bodenverbesserungsmittel zu fördern. In Anbetracht häufigen Magnesiummangels auf sauren Standorten ist eine Magnesitgabe einer Kalkung vorzuziehen.

Im Jahre 1986 wurde auf der Gressensteinalm in der Wildschönau (Tirol) ein Versuch angelegt, um einen Magnesiumdünger, einen organischen Dünger, sowie ein magnesiumreiches Bodenverbesserungsmittel auf ihre Anwendbarkeit im Hochlagenbereich zu untersuchen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1 Versuchsfläche:

Die Versuchsfläche liegt in ca. 1800 m Seehöhe, etwa 50 bis 100 Meter oberhalb der aktuellen Waldgrenze. Der Hang ist nach Südosten exponiert und etwa 70 % steil. Auf Quarzphyllit haben sich zum Teil recht ausgeprägte Podsol-Böden entwickelt, die sich mit weniger extremen Semipodsolen abwechseln. Die Fläche wurde in den Fünfziger Jahren von Latschen, die zum Brennen von Kiefernöl verwendet wurden, freigehauen. Die Wildschönau liegt im zwischenalpinen Fichten-Tanne-Waldgebiet der Kitzbüheler Alpen. Tabelle 1 zeigt die eher ungünstige Versorgung mit Magnesium und ein relativ weites C/N-Verhältnis der Böden auf der Versuchsfläche.

Tabelle 1: Bodenanalysedaten einer Mischprobe, Versuchsfläche Gressenstein; Gesamtgehalte an Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor, austauschbare Mengen an Kalium, Kalzium, Magnesium und Eisen.

*Soil chemical data for experimental site Gressenstein; Total amount of carbon, nitrogen and phosphorus, exchangeable potassium, calcium, magnesium and iron.*

pH CaCl <sub>2</sub>	pH H <sub>2</sub> O	C %	N %	P %	K mg.kg <sup>-1</sup>	Ca mg.kg <sup>-1</sup>	Mg mg.kg <sup>-1</sup>	Fe mg.kg <sup>-1</sup>
3,7	4,4	8,9	0,4	0,08	45	105	34	44

## 2.2 Düngemittel

Tabelle 2: Zusammensetzung der Versuchsdünger. - *Composition of the applied fertilizers.*

Inhaltsstoffe	NPK	BACTOSOL	BIOMAG	ROHMAGNESIT
organ. Stoffe %	-	ca. 60	7	-
Stickstoff N %	12	4-6	0,5-0,7	-
Phosphor P %	4	3-5	0,1-0,2	-
Kalium K %	15	3-5	0,3-0,4	-
Magnesium Mg %	-	1-3	0,02-0,2	-
Calcium Ca %	-	6	0,3-0,5	-
Magnesit %	-	-	90	100

Insgesamt wurden 432 dreijährige Fichten-Paperpot-Pflanzen gesetzt. Diese verteilen sich auf zwölf Behandlungsvarianten zu je 36 Pflanzen. Der organische Dünger, bei dem es sich um eine granuliert und getrocknete Bakterienbiomasse handelt, wurde in vier Dosierungsstufen getestet. Als Magnesiumdünger wurde hier eine mit organischen Bindemitteln granuliert Variante von BIOMAG geprüft. BIOMAG enthält dabei, neben 10% organischem Binder, 10% reines Magnesiumoxid und 80% Rohmagnesit. Rohmagnesit enthält Magnesiumkarbonat in einer sehr reinen Form. BIOMAG wurde erst 1987 auf Wunsch des Herstellers in den Versuch aufgenommen. Diese beiden Dünger werden mit einem Mineraldünger und einer ungedüngten Kontrolle verglichen. Der Mineraldünger enthält 12% Stickstoff, 10% Phosphat und 18% Kaliumoxid. Als Bodenverbesserungsmittel wird Rohmagnesit eingesetzt. In fünf Varianten wurde es als Zusatz zum organischen und zum mineralischen Dünger getestet. Sämtliche Einheiten wurden 1988 mit genau der doppelten Dosierung nachgedüngt (siehe Behandlungsplan Tabelle 3).

Tabelle 3: Behandlungsplan Aufforstungsversuch Gressenstein, 1800 m, Kitzbühler Alpen  
*Experimental design of the afforestation experiment Gressenstein, 1800 m a.s.l., Kitzbühler Alps.*

Abk.	Beh.	Produkte	Dosierung 1986	Dosierung 1988
Ko	A	ungedüngte Kontrolle	-	-
Bm	G	BIOMAG	100g (1987)	200g
Mi	B	Mineraldünger(12-10-18)	30g	60g
Mi+R	H	Mineraldünger + Rohmagnesit	30g + 100g	60g + 200g
Ba	C-F	Bakterienbiomasse	30g, 60g, 100g, 150g	60g,120g 200g,300g
Ba+R	J-M	Bakterienbiomasse + Rohmagnesit	30g, 60g 100g,150g + 100g	60g,120 200g,300g + 200g

### 2.3 Auswertung

Die Daten wurden varianzanalytisch, die Mittelwertsunterschiede durch den DUNCAN-Test bzw. SCHEFFE-Test auf dem 5 %-Signifikanzniveau geprüft.

Die Mykorrhizen wurden an Wurzelabschnitten, die aus jeweils zwei Stechzylinderproben pro Pflanze gewonnen wurden, abgezählt und auf die Wurzellänge bezogen. Dieser Bericht beruht, wenn man von den Ausfallzahlen absieht, auf der Auswertung von jeweils 12 lebenden und zufällig ausgewählten Pflanzen pro Variante.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Ausfälle

Im vierten Versuchsjahr waren von 432 ursprünglich gepflanzten Fichten 49 ausgefallen. Mehr als 70 % der Ausfälle entfielen auf die beiden Mineraldünger-Varianten. Die Ausfälle traten unmittelbar nach der Düngung im Jahre 1988 auf. Die Pflanzen zeigten eindeutige Symptome einer Salzwirkung (Ätزشäden). Denkbar ist ein plötzliches Einspülen der Nährsalze nach einem Regenschauer (zum Teil eventuell entlang der Stämmchen). Eine plötzliche, zum Teil oberflächliche Abschwemmung, könnte auch die geringe Wirkung des NPK-Düngers bei den restlichen Pflanzen erklären (vgl. Tabellen 5, 6). Die Ausfälle in allen übrigen Varianten lagen im Bereich des Zufälligen (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Ursprüngliche Pflanzenanzahl und Ausfälle im Hochlagenaufforstungsversuch Gressenstein; 1989, nach Produktgruppen.  
*Number of afforested trees, absolute and relative amount of dead plants (1986 - 1989), by treatments.*

Düngemittel	Ko	Bm	Mi	Mi+RMg	Ba	Ba+RMg
Anzahl Pflanzen	36	36	36	36	144	144
abgestorben	0	1	19	16	7	6
Ausfallsprozent	0	2,8	52,8	44,4	4,9	4,2

### 3.2 Bodenreaktion und Wachstum

Die Magnesiumdüngung hat deutliche Auswirkungen auf die Bodenreaktion (pH-Werte). Sämtliche Magnesiumvarianten unterscheiden sich signifikant von den übrigen Behandlungen. Besonders deutlich ist die Wirkung des BIOMAG-Düngers. Die Nadelfarbe als Parameter für die Vitalität der Pflanzen war bei Versuchsende aber nur geringfügig oder gar nicht besser als bei ungedüngten (vgl. Tabelle 5). Größere Unterschiede traten vor allem in den Jahren der Düngung bzw. jeweils danach auf. Auffällig ist das günstigere Erscheinungsbild der mit Magnesit behandelten Einheiten. Vor allem in den Jahren nach der Düngung ist diese Differenzierung augenfällig (vgl. Abbildung 1). Die Magnesiumgabe führt höchstwahrscheinlich indirekt über die Verbesserung des Bodenmilieus zu einer kontinuierlicheren Nährstoffnachlieferung. Die Wachstumsparameter bestätigen diese Aussage. Am Parameter Terminaltrieblänge läßt sich der höhere Zuwachs der mit Rohmagnesit behandelten Einheiten im Vergleich zu jenen ohne Rohmagnesit erkennen; Die Entwicklung des Wurzelhalses bestätigt diese Wirkung (vgl. Tabelle 5 und 6, Abbildung 3). Höhere Verzweigung (da mehr Seitentriebe) und größere Wurzeln untermauern die insgesamt positive Wirkung der oxidischen Magnesiumsdünger, aber auch die ausgezeichnete Wirkung des organischen Spezialdüngers (vgl. Tabelle 5, Abbildung 4). Als optimale Behandlungsvariante erwies sich eine Kombination von Rohmagnesit (300 g) und von organischem Dünger in einer mittleren Dosierungsstufe (300 g) (vgl. Abbildung 3). Die deutlichsten Zuwachsunterschiede traten im Jahr 1989 auf (vgl. Tabelle 6, Abbildung 2).

### 3.3 Mykorrhizierung

Diese morphologischen und biometrischen Ergebnisse finden in der Ausprägung der Mykorrhizen eine andeutungsweise Bestätigung.

Der Anteil vitaler Mykorrhizen ist bei Pflanzen, die mit BIOMAG gedüngt wurden, am höchsten. Sämtliche mit Magnesium behandelten Einheiten haben einen höheren Anteil vitaler Mykorrhizen als die entsprechenden Einheiten ohne Magnesiumzugabe. Eine statistische Absicherung dieser Aussage ist aber wegen der großen Streuung der Werte nicht möglich. *Cenococcum sp.* war vor allem in der reinen NPK-Variante stärker vertreten als bei den übrigen Einheiten. Nicht näher identifizierbare, wenig vital erscheinende, unmykorrhizierte Wurzelspitzen waren vor allem in der Variante BIOMAG anzutreffen. Der höchste Gehalt vitaler, aber unmykorrhizierter Wurzelspitzen war bei der ungedüngten Kontrolle festzustellen (vgl. Tabelle 5, Abbildung 5).

#### 4. Diskussion

Die biometrischen Daten zeigen die Wirksamkeit der geprüften Versuchsdünger. Vor allem die Kombination des organischen Spezialdüngers mit Rohmagnesit kann die Anwuchsbedingungen deutlich verbessern. Die Versuchsergebnisse bestätigen insgesamt auch Düngeempfehlungen, die aus Glashausversuchen mit einem anderen, ähnlich zusammengesetzten organischen Dünger hergeleitet wurden (vgl. GLATZEL und FUCHS, 1986). Der neue Magnesiumdünger 'BIOMAG' fällt durch eine positive Wirkung auf die Mykorrhizenausbildung auf. Aufgrund der deutlichen pH-Wert-Änderung ist dafür wohl auch das geänderte Bodenmilieu verantwortlich. Der Einfluß des Düngers kann daher sowohl direkt als Nährstoffwirkung, als auch indirekt durch die pH-Wert-Anhebung gegeben sein. Ähnlich differenziert ist die Wirkung des Rohmagnesits zu betrachten. Mehr Aufschluß zu dieser Frage sollten spätere Nadel- und Bodenanalysen bringen. Das Merkmal 'Nadelfarbe' liefert einen Hinweis auf verbesserte Ernährungsbedingungen durch den organischen Dünger. Erstaunlich ist dabei aber der verhältnismäßig kurzfristige Effekt, zumal man bei dem hohen Anteil organisch gebundenen Stickstoffes eine eher langsam fließende Nährstoffquelle vermuten sollte (vgl. GLATZEL und FUCHS, 1986). Für die geringen Schwankungen im Wachstumsverlauf bei den Varianten, die eine Magnesitgabe enthalten, könnte die bessere Mykorrhizierung und die damit bessere Nährelementaufschließung mitverantwortlich sein.

#### 5. Folgerungen

Die getesteten Magnesiumdünger führen zu deutlich höheren pH-Werten im Wurzelbereich der Versuchspflanzen. Auffällig ist ein Trend zu besserer Mykorrhizierung bei Zugabe von Magnesit. Im Laufe der Jahre weisen gedüngte Pflanzen gesündere Nadeln auf als ungedüngte; mit Rohmagnesit behandelte Einheiten wiesen jeweils bessere Werte auf als die entsprechenden Einheiten, die keine Magnesitgabe erhielten.

Die bisherigen Untersuchungen, die sich vor allem auf eine Auswertung biometrischer Daten und auf Mykorrhizenzählungen beziehen, weisen als optimale Behandlung eine Kombination des organischen Spezialdüngers in einer Dosierung von 100 g im ersten und 200 g im dritten Versuchsjahr mit einer jeweils gleich hohen Gabe des Bodenverbesserungsmittel Rohmagnesit aus.

Zur Klärung der Wirkungsweise der genannten Dünger sind weitere Untersuchungen beabsichtigt.

#### Danksagung

Für die statistische Auswertung danke ich Herrn Dr. Dieter Stöhr von der Anstalt für Landschaftspflege recht herzlich. Boden- und Nadelanalysen wurden dankenswerterweise am Institut für Forstökologie der Universität für Bodenkultur durchgeführt. Für die Auszählung der Mykorrhizen stand das Bodenlabor des Mikrobiologieinstitutes der Universität Innsbruck zur Verfügung. Der Versuch wird von der Fa. Tiroler Magnesit gefördert.

#### Literatur

- GLATZEL, G. (1976): Mineralstoffernährung und Aufkommen von Fichtenkulturen nahe der alpinen Waldgrenze. Cbl. ges. Forstwesen 93, 1-23.
- GLATZEL, G. und FUCHS, J. (1986): Zur Anwendung organischer Spezialdüngemittel bei schwierigen Aufforstungen. AFZ 42 München, 201-20s.
- NASCHBERGER, S. und KÖCK, L. (1983): Erfahrungen über die Wirkung von Biosol bei der Begrünung von Skipisten. Zeitschr. f. Veg.tech. 6

Tabelle 5: Der Einfluß oxidischer Magnesiumdünger und organischer Spezialdünger auf Bodenreaktionen und verschiedene morphologische Merkmale der Pflanzen; Mittelwertvergleich nach DUNCAN (P= 5%). Mittelwerte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant.  
*Influence of oxidic Mg fertilizers and organic fertilizers on soil pH and morphological features of tree seedlings; significant differences of means (DUNCAN's range test, p<5%) are indicated by letters.*

Behandlung/Parameter	A	B	C	D	E	F	G	H	I	K	L	M
pH (CaCl <sub>2</sub> )	3,31 de	3,45 de	3,18 e	3,47 de	3,62 dc	6,81 c	5,11 a	4,68 b	4,67 b	4,61 b	4,67 b	4,88 b
Nadelfarbe (1..sattgrün, ..5 gelb),	3,6 ab	3,8 b	3,6 ab	3,3 ab	3,2 ab	3,3 ab	2,9 ab	2,8 a	3,4 ab	2,8 a	3,1 ab	2,8 a
Terminaltrieblänge (cm)	4,8 b	3,8 b	4,6 b	6,7 ab	6,2 ab	6,3 ab	5,9 ab	5,8 ab	7,0 ab	6,7 ab	8,8 a	7,1 ab
Sproßlänge (cm)	32,8 d	37,2 cd	39,9 bcd	45,9 abc	46,4 abc	41,7 abc	47,6 ab	44,3 abc	48,2 ab	46,9 ab	51,0 a	48,6 ab
Wurzelhalsdurchmesser (mm)	8,8 d	10,3 cd	12,0 bc	14,9 a	14,8 ab	14,9 a	14,6 ab	13,3 ab	14,0 ab	15,4 a	16,3 a	15,3 a
Seitentriebe (Anz./Pfl.)	142 c	204 cd	228 bcd	358 ab	338 ab	359 ab	315 abc	285 abc	354 ab	365 ab	402 a	355 ab
Wurzelgröße (1..groß, 5.. klein)	3,8 a	3,8 a	3,3 ab	2,3 bc	2,3 bc	2,4 bc	2,2 c	2,5 bc	2,3 c	2,1 c	1,6 c	1,9 c
Anteil												
- vitaler Mykorrhizen [%]	24,0 a	27,7 a	35,8 a	29,3 a	28,5 a	32,4 a	45,3 a	40,8 a	36,1 a	36,2 a	33,8 a	37,5 a
- Cenococcum sp. %	0,5 b	5,7 a	1,8 b	3,1 ab	1,8 b	0,9 b	0,5 b	0,5 b	0,8 b	1,9 b	0,9 b	1,0 b
- unmykorrhizierte, nicht vitale Wurzelspitzen %	2,8 ab	0 b	0,3 b	0,4 b	4,7 ab	1,3 b	8,5 a	3,3 ab	4,9 ab	3,9 ab	3,7 ab	3,4 ab
- unmykorrhizierte vitale Wurzelspitzen %	72,7 a	66,6 ab	62,1 ab	67,2 ab	65,0 ab	65,4 ab	45,7 b	55,4 ab	58,2 ab	57,9 ab	61,5 ab	58,9 ab

Anmerkungen: A...Kontrolle; B...90g Mineraldünger; C-F...90-450 g Bakterienbiomasse; G...BIOMAG; H...wie B+300g Rohmagnesit; I-M...wie C-F+300g Rohmagnesit.

Tabelle 6: Einfluß oxidischer Magnesiumdünger, eines Mineraldüngers und eines organischen Spezialdüngers auf die Entwicklung der Terminaltriebe und des Wurzelhalsdurchmessers in den verschiedenen Jahren; Mittelwertsvergleich nach SCHEFFE (P 5 %), dargestellt sind die Differenzen zur ungedüngten Kontrolle und deren Signifikanz.

*Influence of an oxidic Mg fertilizer, a mineral fertilizer and an organic fertilizer on leading shoot development and root collar diameter; comparison of means (SCHEFFE's range test,  $p < 5\%$ ) between fertilizers and control.*

PARAMETER	Ko	Bm	Mi	Mi+R	Ba	Ba+R
<b>Terminaltrieb [cm]</b>						
'86	6,86	-0,84 ns	-0,79 ns	-0,47 ns	-0,35 ns	-1,23 ns
'87	3,77	+1,35 ns	+2,24 ns	+2,60 ns	+3,12 *	+3,17 *
'88	3,25	+5,25 *	+1,94 ns	+3,35 ns	+2,02 ns	+3,83 *
'89	3,57	+4,78 ns	+2,46 ns	+5,08 ns	+5,50 *	+7,72 *
'90	4,81	+1,08 ns	+0,99 ns	+1,00 ns	+1,14 ns	+2,60 ns
<b>Wurzelhalsdurchmesser [mm]</b>						
'86	4,38	+0,57 ns	+0,14 ns	+0,18 ns	+0,56 ns	+0,44 ns
'87	5,40	+0,70 ns	+0,28 ns	+0,52 ns	+1,14 ns	+1,07 ns
'88	6,37	+2,33 ns	+1,29 ns	+2,18 ns	+3,99 ns	+2,73 ns
'89	7,42	+4,15 *	+1,60 ns	+3,50 ns	+3,94 *	+4,64 *
'90	8,82	+5,79 *	+1,52 ns	+4,54 *	+5,32 *	6,43*

Anmerkungen: ns... nicht signifikante Unterschiede,  
\* ... signifikante Unterschiede zur Kontrolle

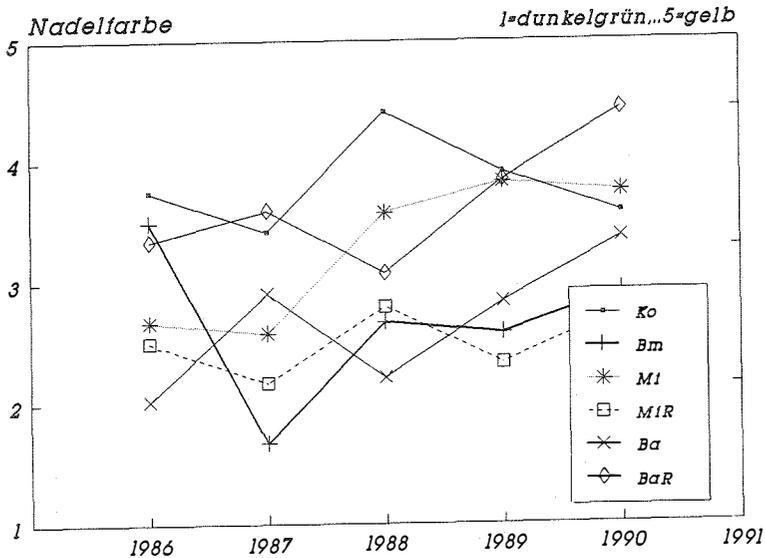


Abbildung 1: Nadelfarbe. - Needle color.

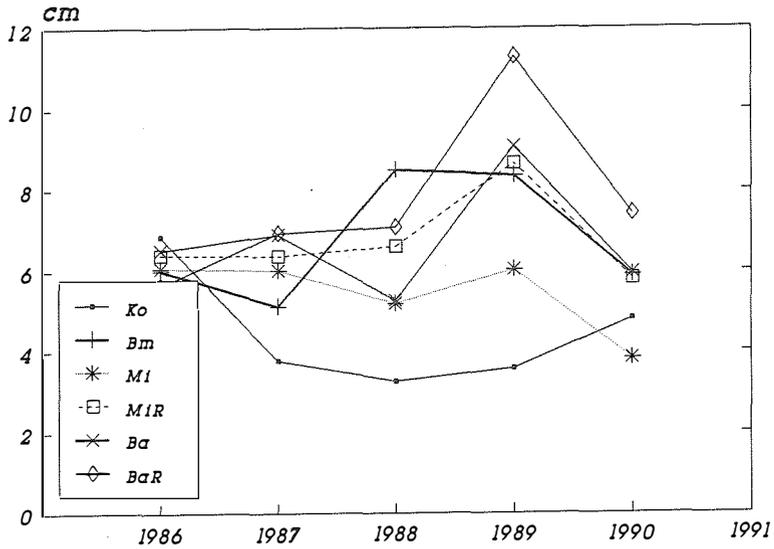


Abbildung 2: Terminaltriebentwicklung 1986 bis 1990.  
 Development of leading shoots 1986 to 1990.

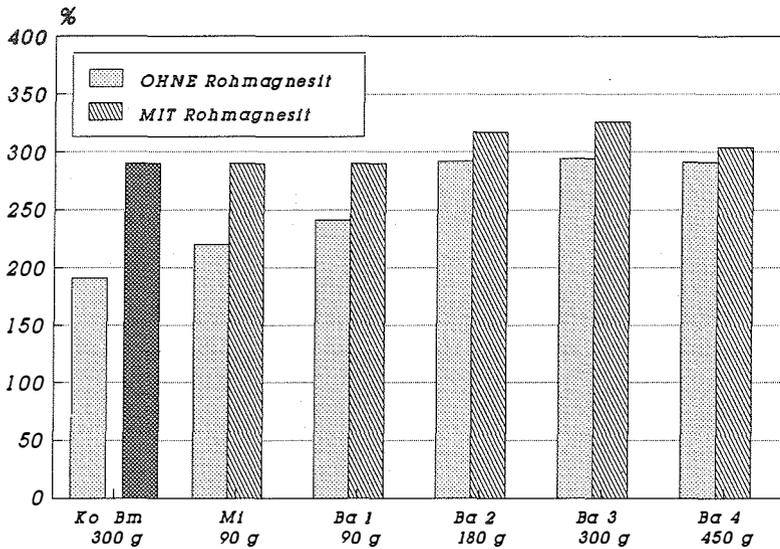


Abbildung 3: Durchmesserwachstum in Abhängigkeit von der Düngerdosierung.  
 Diameter growth as influenced by fertilizer dosage.

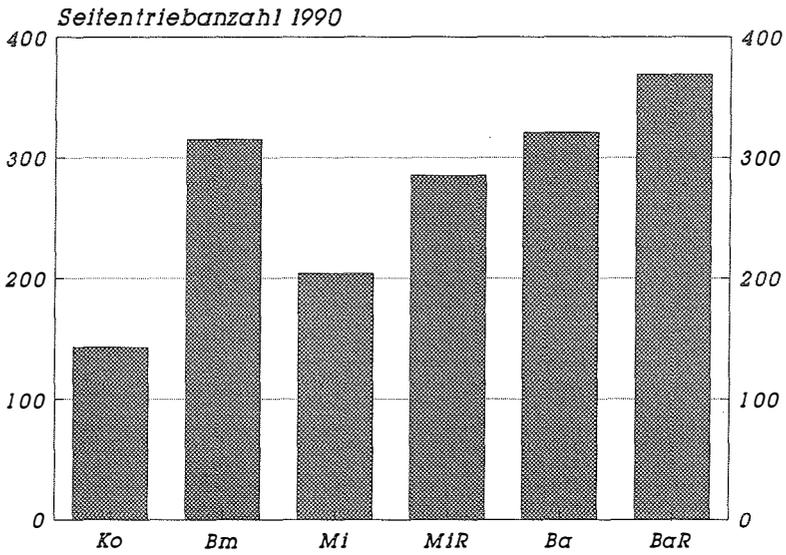


Abbildung 4: Seitentriebsentwicklung an 8-jährigen Fichtenpflanzen (Anzahl Seitentriebe pro Pflanze).  
*Development of lateral shoots in 8 year old Norway spruce seedlings (number of lateral shoots per plant).*

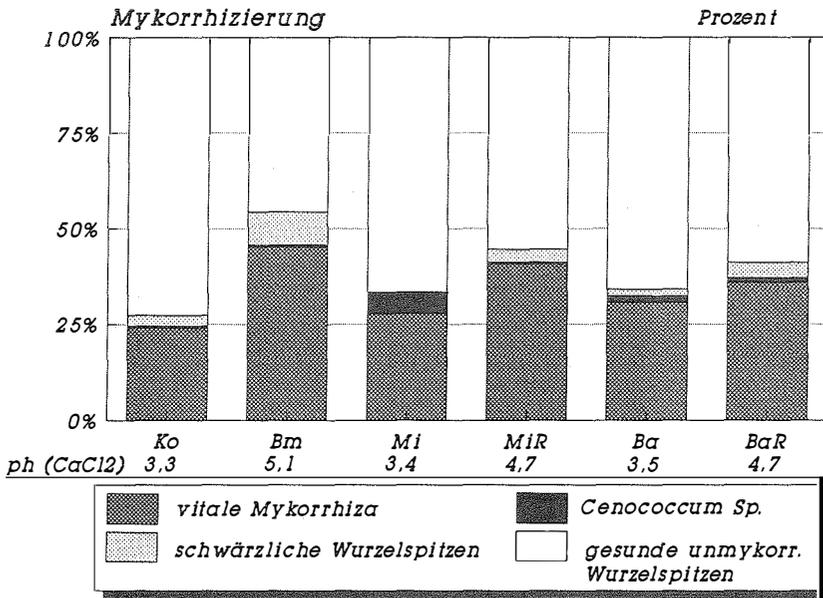


Abbildung 5: Mykorrhizierung. - Fertilizer effects on mycorrhiza.

# Versuche mit dolomitischem Kalk im Högwald

K. Kreuzer und R. Schierl

Lehrstuhl für Bodenkunde

Universität München

Amalienstrasse 52, W - 8000 München 40

## **Abstract: Experiments with dolomitic lime-stone in the Högwald/Germany.**

*In a mature Norway spruce stand a liming experiment (4 t ha<sup>-1</sup> ground dolomitic limestone) was investigated since 1984. The dissolution of the lime was relatively fast, following an exponential decrease (40 % in the first year) of the applied amount of carbonate. Nevertheless pH values have been only increased in the O-horizon. Fresh litter is causing acidification from top again. As a consequence of the high pH's the cation exchange capacity was drastically increased, leading to pronounced storage of Ca and Mg in surface humus. Magnesium is translocated much quicker into mineral soil horizons. Liming enhanced the nitrification up to 110 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> below main rooting zone which will be a problem for groundwater quality. The increase of dissolved organic carbon led to a higher mobility of Pb and Cu, which can be a risk for the environment. While soil chemistry, soil biology and ground vegetation are changed, spruce showed no effect up to now. These results demonstrate that liming should be only applied after careful consideration of possible disadvantages.*

## 1. Einleitung

Im Rahmen des Högwaldprojektes wurde die Frage untersucht, welche Auswirkungen die Ausbringung von dolomitischem Kalk auf Bestand, Boden und Sickerwasser eines ca. 80jährigen Fichtenforstökosystems hat. Es sollte detailliert und von verschiedenen Disziplinen her Aufschluß über die chemischen und biologischen Änderungen gewonnen werden (Kreuzer et al. 1991a, b).

Den Hintergrund bildet das ambivalente Problem der Kalkung, die einerseits als Remedium gegen saure Niederschläge großflächig empfohlen wird (Ulrich et al. 1979, Wenzel und Ulrich 1988 und andere), andererseits als potentielle Ursache verstärkter Nitratkontamination forstlicher Grundwasserreserven angesehen werden muß (Kreuzer 1983, 1989, Schierl und Kreuzer 1989). Die Studie fügt sich in eine Serie neuerer Untersuchungen zur Kalkungsthematik ein (Aldinger 1987, Matzner 1985, Hantschel 1987, Beese 1989, Tamm und Popovic 1989, Wenzel 1989 und andere). Gemeinsam ist ihnen nicht nur das Bestreben zur aktuellen Problematik neue Erkenntnisse zu erarbeiten, sondern auch der auf Ulrichs Arbeiten fußende ökosystemare Ansatz (Ulrich 1981, 1987).

Aus der im Högwald seit 1984 laufenden Untersuchung wird zu folgenden Fragen berichtet:

- Wie vollzieht sich im Zeitablauf die Auflösung des Kalkes im Boden?
- Welche Entsäuerungseffekte ergeben sich dabei?
- Wie verteilt sich das freigesetzte Calcium und Magnesium im zeitlichen Ablauf auf die verschiedenen Bodenzonen?
- Inwieweit werden dadurch die Ca/Al und Mg/Al Relationen verändert?
- Welche Auswirkungen hat die Kalkung auf den Stickstoffhaushalt?
- Wie wirkt sich die Kalkung auf die organische Kohlenstoffdynamik aus?
- Inwieweit wird die Mobilität von Schwermetallen verändert?
- Welche Auswirkungen ergaben sich bislang auf die Biologie des Ökosystems?

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Standort

Wuchsbezirk	Oberbayer. Tertiärhügelland
Lage	Forstamt Aichach, Höglwald, 50 km westlich von München
Topographie	Plateau, 540 m ü. NN
Klima	Mittl. Jahresniederschlag: 800 mm (Mai-Juli 290 mm, April-November 610 mm) Mittl. Jahrestemperatur: 7,3 °C (Mai - Juli 14 °C)
Bodenvegetation	Oxalis acetosella, Thuidium tamariscinum, Eurhynchium striatum, Hypnum cupressiforme, Mnium affine, Polytrichum formosum, Lophocolea heterophylla

Tabelle 1: Mittlere Stoffeintragsdaten (1985 - 1988).

*Average annual deposition input, above and below the canopies (1985 - 1988).*

	mm	Mg	Ca	K	Na	Mn	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl
		----- kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> -----								
Freiland	934	1,7	6,7	4,4	4,3	0,4	7,1	22,6	20,0	5,9
Bestand	553	2,6	11,2	16,0	3,2	2,6	26,1	44,0	70,1	10,3

### 2.2. Bestand

Geschlossener Fichtenreinbestand (*Picea abies* [L.] Karst., 85jährig), gut wüchsig. Zweite Fichtengeneration nach Laubholzvorbestockung.

mittl. Baumzahl .....	615 · ha <sup>-1</sup>
Grundfläche .....	77,1 m <sup>2</sup> · ha <sup>-1</sup>
Holzvorrat .....	1258 m <sup>3</sup> · ha <sup>-1</sup>
mittl. Zuwachs .....	24.4 m <sup>3</sup> · ha <sup>-1</sup>
mittl. Durchmesser .....	40 cm
mittl. Höhe .....	37 m

### 2.3. Boden

Schwach podsolige, im Oberboden stark versauerte Parabraunerde aus schluffigen Fein- und Mittelsanden des Tertiärs (obermiozäne Süßwassermolasse) mit Lößlehmanteil im Oberboden. 6 cm Moderauflage.

Tabelle 2: Bodenchemische und -physikalische Daten. - *Chemical and physical soil data* .

Horiz	Tiefe cm	pH H <sub>2</sub> O	V %	Sand %	Schluff %	Ton %	GPV %	C <sub>t</sub> %	N <sub>t</sub> mg/g	C/N
Of	4-1	3.95	82	-	-	-	-	49,0	17,6	28
Oh	1-0	3.58	23	-	-	-	-	40,0	15,5	26
Aeh	0-5	3.72	6	35	46	19	72	2,8	1,8	15
Alh	5-10	3.96	4	36	43	21	55,3	1,3	0,9	14
Bv	10-20	4.21	6	36	46	18	55,0	0,9	0,7	13
Bv	20-30	4.20	2	33	45	22	48,7	0,5	0,6	9
Bv	30-40	4.18	3	29	51	20	41,8	0,3	0,5	6
Bvt	40-50	4.20	3	32	38	30	47,9	0,3	0,4	7
Bvt	50-70	4.65	24	26	48	26	44,6	0,2	0,4	6
Bv	70-130	4.92	54	29	56	15	49,8	0,1	0,3	5
CvBv	130-170	4.95	62	48	46	6	52,7	0,1	0,2	4
Cv	170-190	5.30	78	48	45	7	53,5	0,1	0,2	4

\* V = Basensättigung (prozentualer Anteil von Ca, Mg, K, Na in NH<sub>4</sub>Cl-Extrakten)

### 2.4. Kalkung

Im April 1984 wurden 4 t ha<sup>-1</sup> dolomitischer Kalk (97 % Carbonat) mit 22 kmol Ca und 20 kmol Mg aufgebracht.

### 2.5. Messeinrichtungen

Freiland Bestand	3 Trichter bzw. Schnee-eimer (PE, 78 cm <sup>2</sup> bzw. 526 cm <sup>2</sup> ) 15 Trichter bzw. Schnee-eimer in einer Reihe, 24 x 3 Trichter bzw. Schnee-eimer auf den Parzellen, 2 Meßrinnen (10 m lang, 1,6 m <sup>2</sup> Auffangfläche)
Streufall	8 Streufänger à 0,25 m <sup>2</sup>
Humussickerwasser	8 Humuslysimeter (drucklos) pro Fläche
Bodensickerwasser	42 Keramiksaugkerzen pro Fläche in 20, 40 und 175 cm Tiefe
Grundwasser	2 Brunnen (15 m)
Bodenproben	Die Horizonte LOf1, Of2, Oh, 0-5, 10-20 und 30-40 cm werden für Wasser und NH <sub>4</sub> Cl-Extrakte sowie Gesamtaufschlüsse beprobt.
Nadeln	Jährliche Beprobung im Dezember

Saugspannungen und Bodentemperatur werden in mehreren Bodentiefen (10 - 200 cm) und Baumabständen (0 - 200 cm) automatisch ermittelt.

## 2.6. Analytische Bestimmungsverfahren im Labor

Die Elementgesamtgehalte in wäßrigen Bodenlösungen,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Extrakten sowie Nadelaufschlußlösungen wurden mit ICP-AES (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, Zn) bzw. Graphitrohr-AAS (Cd, Cu, Pb) bestimmt.

Die Konzentration an "komplexiertem" Al, Fe, Mn (Ca, K, Mg) wird mittels eines modifizierten Kationenaustauschverfahrens ermittelt (Schierl 1989). Im Prinzip läuft dieses Verfahren darauf hinaus, daß alle diejenigen Metallionen vom Austauscher aufgenommen werden, die nicht in entsprechend stabilen Komplexen gebunden sind.

$\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  und  $\text{Zn}^{2+}$  werden in wäßrigen Bodenextrakten mittels Polarographie bzw. Voltammetrie bestimmt (Schierl 1989a).

Die Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) erfolgte entweder mit einem CHNO-Rapid der Firma Heraeus oder wurde aus der Extinktion bei 320 nm rechnerisch ermittelt (Korrelationskoeffizient  $r^2=0,96$ ). Die Auftrennung in polare und weniger polare Verbindungen erfolgte mit Reversed-phase Hochdruckflüssigkeitschromatographie (Göttlein u. Schierl 1988).

## 3. Ergebnisse

### 3.1. Auflösung des Kalkes

Von den  $3865 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Ca/Mg-Carbonat}$  sind nach sechs Jahren infolge fortschreitender Auflösung des Carbonates kaum noch feststellbare Reste vorhanden. Die Abnahme der Kalkmenge ( $m$ ) mit der Zeit ( $t$ , Jahr) folgte einer exponentiell fallenden Kurve. Sie kann mit  $m = 3865 \cdot e^{-0,6t}$  beschrieben werden. Die Halbwertszeit beträgt 1,15 Jahre. Wie Tab. 3 zeigt, wurden innerhalb des ersten Jahres 1,7 t Kalk bzw. 46 % der ausgebrachten Carbonatmenge aufgelöst.

Tabelle 3: Zeitliche Abnahme des aufgebrauchten Dolomitmalkes im Höglwald.

*Temporal decline of applied dolomitic lime-stone in the Höglwald experiment.*

$\text{kg ha}^{-1} \text{ Ca/Mg-CO}_3$	3865	2121	1164	638	351	192	106
%	100	54	30	17	9	5	3
Jahre nach Kalkung	0	1	2	3	4	5	6

Die relativ hohe Lösungsgeschwindigkeit des Kalkes im Höglwald steht im Einklang mit den Ergebnissen der Untersuchungen von Praxiskalkungen (Bichlmaier 1985, Aldinger 1987, Reinwald 1987). Entscheidend ist für die rasche Kalklösung neben den tiefen pH-Werten und der Deprotonierung funktioneller Gruppen im Auflagehumus vor allem die Wegfuhr der Lösungsprodukte mit dem Sickerwasser. Insofern erscheint die von Prenzel (1985) herausgestellte maximale jährliche Kalklösungsrate von  $1 \text{ t ha}^{-1}$  nicht zuzutreffen, da sie die immerwiederkehrende Gleichgewichtsstörung nicht berücksichtigt.

### 3.2. pH-Anhebung

Mit der Auflösung des Kalkes steigt der pH-(KCl) Wert in der gekalkten Humuslage auf über 6 an. Wie Abb. 1 zeigt, bildet sich dabei im Auflagehumusein sehr steiler pH-Gradient mit der Tiefe heraus, der langsam abwärts wandert. Erst 1989 wird der pH-(KCl)Wert im oberen Mineralboden leicht angehoben. Gleichzeitig geht wegen der nahezu vollständigen Auflösung des Kalkes der höchste pH-Wert auf 5,3 zurück. Für die Verlagerung der Entsäuerungsfront sind vor allem Bicarbonat-Ionen verantwortlich, die bei der Kalkauflösung entstehen und als mobiler Puffer mit dem Sickerwasser transportiert werden. Sie puffern bis auf pH-Werte um 5 - 5,5. Eine Verschlammung von Kalkpartikeln hat in unserem Versuch nur geringfügigen Anteil an der Verlagerung der Entsäuerungsfront.

Etwas rascher als der pH-(KCl) Wert des Bodens kommt der pH-Anstieg im Sickerwasser mit der Tiefe voran. Dies ergibt sich dadurch, daß das schneller drainierende Sickerwasser in den Grobporen von der sauren Bodenmatrix weniger beeinflußt wird als das Haftwasser und das langsam abziehende. Bereits 1986 wird der oberste Bereich des Mineralbodens von der pH-Anhebung des Sickerwassers erreicht. 1987 setzt sich der pH-Anstieg endgültig durch (Abb. 2). Dies korreliert mit dem Auftreten von Bicarbonationen im Sickerwasser. Dabei zeigt sich, daß die Minderung der Protonenkonzentration dem Anstieg der Bicarbonatkonzentration annähernd äquivalent ist. In 20 cm Tiefe kam es allerdings erst im 6. Jahr sehr vereinzelt zu pH-Anstiegen im Sickerwasser auf pH 5 mit entsprechenden Bicarbonatdurchbrüchen. In 40 cm Tiefe war bislang kein pH-Anstieg im Sickerwasser festzustellen. Wegen des ziemlich unveränderten pH-Wertes der oberen Mineralbodenzone sind die Aluminiumkonzentrationen des Sickerwassers nicht verringert. Im Gegensatz dazu gingen die Al-Konzentrationen im Ausfluß aus dem Humus stark zurück.

Gleichzeitig mit der abwärts gerichteten Verlagerung der Entsäuerungsfront setzt von oben her eine Wiederversauerung ein. Sie ist bedingt durch Überschichtung der gekalkten Humuslage mit neuer Nadelstreu, was zur scheinbaren Verlagerung der Entsäuerungszone beiträgt. Das Ausmaß der Wiederversauerung erreicht jedoch noch nicht die tiefen pH-Werte der ungekalkten Flächen. Vermutlich geht dies darauf zurück, daß die Streu etwas calciumreicher ist und Regenwürmer vermehrt Mischarbeit leisten (Makeschin 1991).

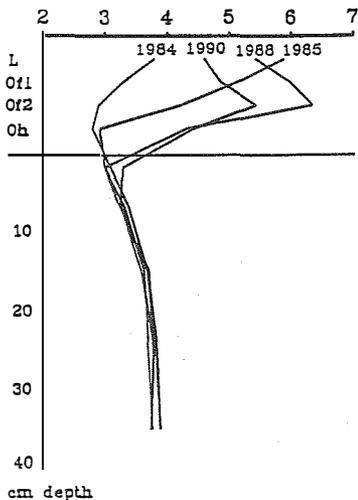


Abbildung 1: Zeitlicher pH-(KCl) Verlauf auf der gekalkten Parzelle.  
*Temporal course of pH (limed plot).*

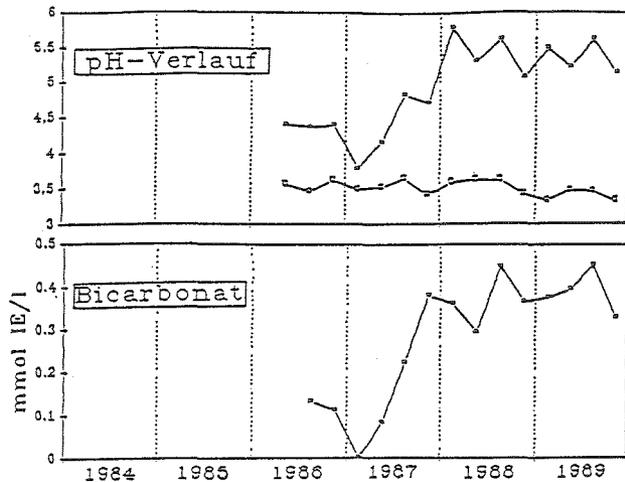


Abbildung 2: Verlauf von pH-Wert und Bikarbonat im Humusausfluß.  
*pH and bicarbonate in the humus leachate.*

### 3.3. Die Verteilung von Calcium und Magnesium im Boden

Der ausgebrachte Dolomitmalk enthielt Calcium und Magnesium im molaren Verhältnis von 1,1 : 1. Tab. 4 zeigt den Zeitablauf der Lösung dieser Ionen und ihrer Verteilung auf Auflagehumus und die Tiefenstufen des Mineralbodens 0-20, 20-40 cm und unter 40 cm.

Tabelle 4: Prozentuelle Verteilung des Ca und Mg aus dem Dolomitmalk auf verschiedenen Zonen des Oberbodens (Auflagehumus, 0-20 cm, 20-40 cm Tiefe) zu bestimmten Zeitpunkten nach Kalkung.

*Percentage of applied Ca and Mg in different soil layers (forest floor, 0 - 20 cm, 20 - 40 cm depth) at different dates after liming.*

	22 kmol Ca						20 kmol Mg					
a	54	30	17	9	5	3	54	30	17	9	5	3
b	45	67	74	75	71	64	44	63	62	52	40	28
c	1	3	9	15	22	30	-	-	4	10	14	18
d	-	-	-	1	2	2	-	-	4	10	14	18
e	-	-	-	-	(1)	(1)	-	-	2	-	13	16
Jahre nach der Kalkung	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
a = carbonatisch gebunden im Auflagehumus b = adsorbiert und frei gelöst im Auflagehumus c = adsorbiert und frei gelöst im Mineralboden von 0-20 cm Tiefe d = adsorbiert und frei gelöst im von 20-40 cm Tiefe e = ausgewaschen in 40 cm Tiefe bzw. in Biomasse immobilisiert (*)												

Folgendes ist daraus zu erkennen:

- Im ersten Jahr unterscheiden sich die Retentionsraten der beiden Ionen im Auflagehumus kaum voneinander. Der Mineralboden ist noch nicht beeinflusst. Gegen Ende der sechsjährigen Beobachtungsperiode sind dagegen - nach nahezu vollständiger Auflösung des Carbonates - noch rund 65 % der durch Kalkung zugeführten Calciummenge im Auflagehumus nachweisbar, beim Magnesium nur etwa 30 %.
- In der Mineralbodenzone von 0-20 cm Tiefe ist die Retention beider Ionen - der Menge nach - ziemlich ähnlich. Sie umfaßt nach 6 Jahren bei Ca 30 % der ausgebrachten Menge (6,1 kmol ha<sup>-1</sup>) und bei Mg 35 % (7 kmol ha<sup>-1</sup>). Der Durchsatz hingegen ist wesentlich verschieden. Er betrug für Calcium nur etwa 1/15 der in diese Bodenzone eingetragenen Calciummenge, für Magnesium die Hälfte.
- Noch größer sind die Unterschiede zwischen den Flüssen der beiden Ionen im Tiefenniveau 40 cm: Calcium zeigte keinen erhöhten Austrag, während 18 % der im Dolomitmalk enthaltenen Magnesiummenge (3,6 kmol ha<sup>-1</sup>) ausgetragen wurden.
- Nur eine geringe Menge von Calcium bzw. Magnesium wird in der Biomasse immobilisiert. Sie ist lediglich für Calcium mengenmäßig mit rund 0,2 kmol zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse bestätigen frühere Befunde über die starke Retention von austauschbarem Calcium im Oberboden nach Kalkungen (Ulrich und Keuffel 1970, Matzner 1985, Reiter et al. 1986, Beese 1989, Tamm und Popovic 1989, Marschner 1990). Bei dem Vergleich mit anderen

Versuchsflächen wird deutlich, daß große Unterschiede bestehen, die sowohl durch unterschiedliche standörtliche Bedingungen (wie Kationenaustauschkapazität, Versauerungszustand, Sickerwassermenge etc.) wie auch durch die Kalkart (Calcit, Dolomitanteil) und Dosierung begründet sind (Kreutzer et al. 1991b). Die bevorzugte Adsorption von Ca gegenüber Mg zeigten ebenfalls schon frühere Untersuchungen (Reiter et al. 1986, Hantschel 1987).

Im Hinblick auf die Waldschadensfrage ist es von Interesse, daß das Magnesium relativ rasch nach unten vordringt und trotz der hohen Aluminiumaktivität von den Austauschern z. T. adsorbiert wird. Allerdings ist die Verweildauer relativ kurz. Sie beträgt im Höglwald für den Magnesiummehreintrag im oberen Mineralboden nur etwa 2 Jahre. Erst in dem Maße, wie die Entsäuerung von oben her nachkommt und dadurch die Aluminiumaktivität gemindert wird, ist mit einer Erhöhung der Verweildauer des Magnesiums zu rechnen. Dies würde allerdings weitere Kalkgaben voraussetzen; denn, wie sich zeigt, befindet sich der Höglwald in einer abklingenden Phase hinsichtlich der pH-Anhebung. Der Grund liegt vor allem in dem Rückgang der Bicarbonatproduktion nach Auflösung des Kalkes.

Beinflußt wird die Mg-Adsorption auch durch die künftig erhöhte Ca/Mg-Relation im Sickerwasser des Mineralbodens aufgrund der zunehmenden Auswaschung aus dem Auflagehumus. Dies dürfte dazu führen, daß der Ca-Anteil an den Austauschern auf Kosten des Mg ansteigt.

Ein Zustandsbild über die Palette der adsorbierten ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ -austauschbaren) Kationen gibt Abb. 3. Durch die pH-abhängigen Deprotonierungsvorgänge kommt es im Auflagehumus zu einer starken Zunahme der Kationenaustauschkapazität. Dies ist entscheidend für die Aufspeicherung der bei der Kalklösung freigesetzten Kationen.

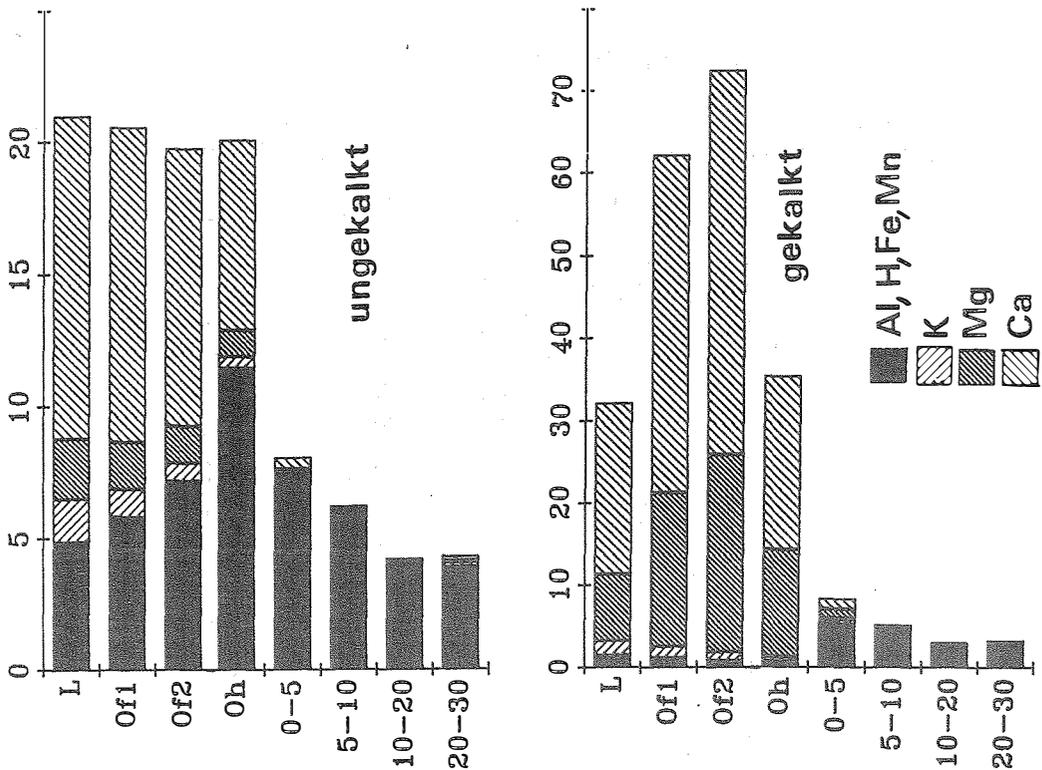


Abbildung 3:  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -extrahierbare Kationen ( $\text{meq. } 100 \text{ g}^{-1}$ ) vom Frühjahr 1988.  
 *$\text{NH}_4\text{Cl}$ -extractable cations ( $\text{meq. } 100 \text{ g}^{-1}$ ), spring 1988.*

### 3.4. Stresskennziffern

In Tab. 5 sind die Aluminiumkonzentrationen, die Ca/Al, Mg/Al und pH-Werte für die Tiefen 20 und 40 cm im Jahre 1989 dargestellt. In diesen Saugkerzenwässern liegen ca. 90 % der Aluminiumionen in labiler Form vor und es wurden deshalb auch nur diese berücksichtigt. Herauszustellen ist in diesem Zusammenhang das Mg, da es relativ rasch die mögliche Streßsituation in der kritischen Tiefe um 20 cm entschärft. Allerdings muß man darauf hinweisen, daß die Streßkennziffern (Ulrich 1988, Meiwes et al. 1984) überprüft werden sollten (Kreutzer et al. 1991c).

Tabelle 5: pH, molare Ca/Al, Mg/Al-Verhältnisse sowie Al-Konzentrationen in Saugkerzenwässern.  
*pH, molar Ca/Al- and Mg/Al-ratios and Al- concentrations in soil water samples from suction cups.*

cm	ungekalkt		gekalkt	
	20	40	20	40
pH	4,1	4,3	4,1	4,1
Ca/Al	0,21	0,71	0,42	0,55
Mg/Al	0,32	0,69	2,13	1,81
Al (mg.l <sup>-1</sup> )	15,6	6,5	14,0	9,5

### 3.5 Auswirkungen auf den Stickstoffhaushalt

Abb. 4 zeigt die mittleren jährlichen Flüsse des anorganischen Stickstoffs (= N<sub>anorg</sub>) der Jahre 1987-89 in verschiedenen Meßebenen der ungekalkten und gekalkten Fläche.

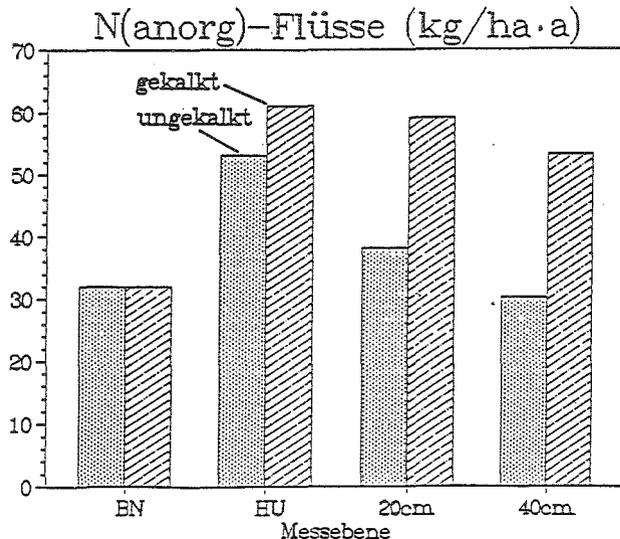


Abbildung 4: Vergleich der mittleren Flüsse des anorganischen Stickstoffs (1987-1989) in verschiedenen Meßebenen (Bestandesniederschlag, Humusaufgabe, 20 cm und 40 cm Bodentiefe).  
*Average fluxes of inorganic nitrogen (1987-1989) in different ecosystem layers (precipitation below canopies, forest floor, 20 and 40 cm soil depth).*

Der Eintrag mit dem Bestandsniederschlag liegt bei  $32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , davon sind  $22 \text{ kg NH}_4\text{-N}$ , der Rest  $\text{NO}_3\text{-N}$ . Der  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Austrag aus dem Auflagehumus ist deutlich höher als der Eintrag. In den Meßebenen 20 cm und 40 cm gehen jedoch die  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Flüsse wieder zurück. Auf der ungekalkten Fläche erreicht der Fluß in 40 cm Tiefe, d.h. unterhalb der Hauptwurzelzone, mit  $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  annähernd den Eintragungswert des Bestandsniederschlages, während er auf der gekalkten Fläche mit über  $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  weit darüber bleibt. Im Gegensatz zum Bestandsniederschlag wird im Boden  $\text{N}_{\text{anorg}}$  hauptsächlich als Nitrat verfrachtet (im Humusausfluß zu 85 - 90 %, im Mineralboden zu 98 - 100 %).

Dieser Flußablauf deutet auf folgendes hin:

- Auf der ungekalkten Fläche herrscht eine ausgeglichene Stickstoffbilanz. Dabei ist unterstellt, daß im Bestandsniederschlag und im Austrag bei 40 cm Tiefe der  $\text{N}_{\text{org}}$ -Anteil relativ gering ist und außerdem die N-Assimilation im Kronenraum nur wenig ins Gewicht fällt. Berücksichtigt man das exzellente Wachstum des Bestandes und die gute N-Ausstattung der Nadeln, so scheint der Schluß gerechtfertigt zu sein, daß das System mit Stickstoff sehr gut ausgestattet und gesättigt ist.
- Der steile Anstieg des  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Flusses bei der Passage des Sickerwassers durch den Auflagehumus weist darauf hin, daß im Auflagehumus mehr  $\text{N}_{\text{anorg}}$  (vor allem  $\text{NO}_3$ ) freigesetzt als verbraucht wird. Dabei ist die  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Bilanz auf der gekalkten Fläche um 8 kg negativer als auf der ungekalkten.
- Der deutliche Abfall des  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Flusses im Mineralboden der ungekalkten Fläche kann vor allem zwei Ursachen haben, zum einen vermehrte Aufnahme durch die Wurzeln, zum anderen Verluste durch Denitrifikation. Für ersteres spricht die relativ hohe Feinwurzelmasse im Mineralboden zwischen 0 und 20 cm. Sie macht etwa 80 % der gesamten Feinwurzelmasse aus, während im Auflagehumus nur etwa 15 % und in der Tiefenzone zwischen 20 und 40 cm nur etwa 5 % vorhanden sind. In dieser zuletzt genannten Bodenzone sind Denitrifikationsverluste von geringem, aber möglicherweise nennenswertem Ausmaß nicht auszuschließen, da gelegentlich Wassersättigung und  $\text{O}_2$ -Mangel auftritt.
- Der relativ geringe Abfall des  $\text{N}_{\text{anorg}}$ -Flusses im Mineralboden der gekalkten Fläche deutet an, daß bereits im Auflagehumus vermehrt Stickstoff aufgenommen wird, evtl. aufgrund einer erhöhten Feinwurzelbildung. Andererseits muß jedoch in Betracht gezogen werden, daß auch im Mineralboden mit erhöhter Nitrifikation zu rechnen ist, welche die vermehrte Stickstoffaufnahme zu kompensieren vermag. Dies ergibt sich daraus, daß auf den gekalkten Flächen organisch gebundener Stickstoff mit dem Sickerwasser vermehrt aus dem Auflagehumus in den Mineralboden verlagert wird. Dafür sprechen die sehr hohen  $\text{N}_{\text{org}}$ -Konzentrationen im wäßrigen Extrakt von gekalkten Böden, die die Konzentration des  $\text{N}_{\text{anorg}}$  weit übersteigen (Göttlein et al. 1991). Die starke Zunahme der wasserlöslichen  $\text{N}_{\text{org}}$ -Fraktion ist offensichtlich ein pH-Effekt, der sich allgemein in einer Erhöhung des DOC ausdrückt (vgl. Abschnitt 4.). Längere Transportstrecken werden allerdings von diesen organischen Molekülen wegen ihrer Größe, ihrer Polyvalenz und ihrer Flockungstendenz durch Aluminium im Filtergerüst des sauren Boden mit geladenen Oberflächen nicht überwunden. Wahrscheinlich ist auch die Persistenz dieser Moleküle relativ gering, da sie für die Mikroorganismen leicht zugänglich sind. Wie Papen et al. (1991) zeigten, sind im humosen Mineralboden vor allem die heterotrophen Nitrifizierer am Werk, die organisch gebundenen Stickstoff verwerten können. Im entsäuerten Auflagehumus hingegen dominieren die sehr effizienten chemolithotrophen Nitrifizierer.

Zur wasserhygienischen Beurteilung der Nitratkontamination werden die Nitratgehalte herangezogen. Sie liegen in 40 cm Tiefe auf ungekalkten Flächen bei rund  $80 \text{ mg l}^{-1}$  und auf gekalkten Flächen bei  $110 \text{ mg l}^{-1}$  im mehrjährigen Durchschnitt. Inwieweit diese hohen Nitratkonzentrationen

das Grundwasser tatsächlich erreichen, ist eine andere Frage und hängt davon ab, ob in der Sickerzone Denitrifikationsbedingungen herrschen.

### 3.6. Organischer Kohlenstoff

Die erhöhte mikrobielle Aktivität und die kräftige Durchwühlung der organischen Auflage durch Regenwürmer auf der gekalkten Fläche führte zu einer weitgehenden Umformung des Auflagehumus. Die Humusvorräte zeigen jedoch noch keine signifikanten Änderungen.

Dagegen sind Unterschiede hinsichtlich des wasserlöslichen, organischen Kohlenstoffs (DOC) eindeutig. Wie Abb. 5 zeigt, war in wäßrigen Bodenextrakten vom Of2-Horizont bereits ein Jahr nach Kalkung der DOC 3,5fach erhöht.

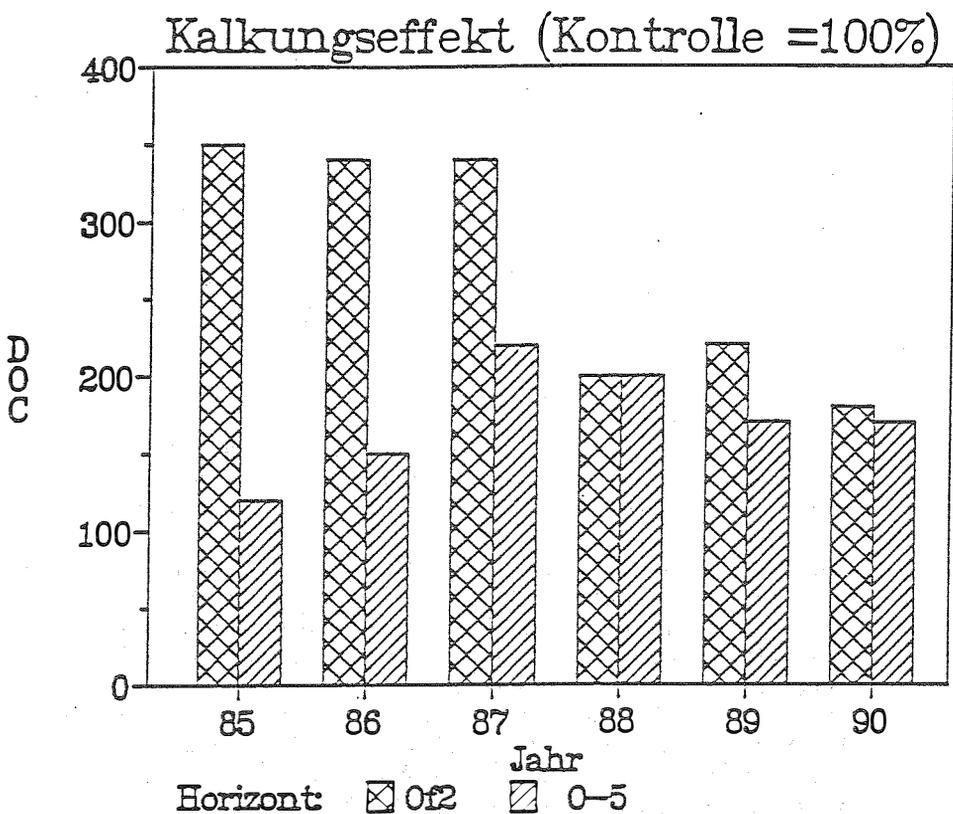


Abbildung 5: Zeitlicher Verlauf der relativen DOC-Konzentrationen (im Vergleich zur Kontrolle) in wäßrigen Bodenextrakten der gekalkten Fläche.

*Temporal course of DOC-concentrations as compared to the control plot in water extracts from the soil of limed plots.*

Diese Mobilisierung schwächte sich dann im Laufe der Jahre etwas ab, lag aber 1990 immer noch beim 1,7-fachen der ungekalkten Kontrollfläche. Dies ist gut verständlich, da es in der oberen Auflage durch die Kalkung rasch zu einer Deprotonierung von Säuregruppen kam, was eine massive Löslichkeitssteigerung der entsprechenden organischen Verbindungen bewirkte. Im Laufe der Jahre führte dann die bereits oben beschriebene Wiederversauerung durch frische Streu und das verbrauchte Carbonat zu der beobachteten Abschwächung. Im Aeh-Horizont hingegen wurde erst 1987 das Maximum erreicht, seither ist eine gleichbleibende Tendenz festzustellen. Dies resultiert zum einen aus der zeitlichen Verzögerung, die zwangsläufig beim Transport des DOC von der Auflage in den Mineralboden auftritt. Dazu kommt es auf diesem Transportweg zu Verlusten durch den verstärkten mikrobiellen Umsatz auf der gekalkten Parzelle. Außerdem führen Adsorptionsreaktionen und Ausflockung, letztere vor allem durch dreiwertige Metallionen, wie Aluminium, im Mineralboden zu einer starken Verminderung der DOC-Konzentration. Ein wesentlicher pH-Anstieg im Mineralboden, der zu ähnlich kräftigen Mobilisierungsschüben wie in der Auflage führen würde, trat bisher nicht auf und ist wegen des nahezu aufgebrauchten Dolomits auch nicht mehr zu erwarten.

Hinsichtlich der qualitativen Zusammensetzung des DOC zeigt sich, daß im LOf Horizont vor allem die Fraktion der weniger polaren Verbindungen, wie z.B. Zimtsäure, stärker mobilisiert werden als auf der unbehandelten (Göttlein 1991). Keine Unterschiede weisen hingegen die Kohlenhydrate auf, die sowohl mit als auch ohne Kalkung einen 30- bis 50%igen Anteil am DOC haben. Untersuchungen der Komplexierungskapazitäten zeigen für Aluminium und Eisen keine qualitativen Unterschiede. Bodenlösungen der Kalkfläche können entsprechend ihrem höheren DOC Gehalt wesentlich mehr Metallionen komplexieren. Bezogen auf die Menge an gelöstem organischem Kohlenstoff konnten jedoch in Bodenlösungen sowohl von gekalkten als auch von ungekalkten Flächen ca.  $180 \mu\text{mol g}^{-1}$  Aluminium komplexiert werden (Schierl 1989b).

### 3.7. Schwermetalle

Auf die Schwermetallodynamik wirken sich infolge der Kalkung sowohl anorganische als auch organische Reaktionsabläufe aus. Beispielsweise führt die pH-Erhöhung durch Bildung von schwerlöslichen (Hydr)oxiden und Carbonaten zu einer Erniedrigung der Konzentration bestimmter Schwermetalle in der Bodenlösung. So zeigt Abb. 6, daß die Konzentration von Manganionen in wäßrigen Bodenextrakten relativ rasch nach der Kalkung im Oberboden abgenommen hat. Während im Mineralboden dieser Trend noch anhält, sind die Werte in der Auflage inzwischen wieder angestiegen und erreichten im LOf1-Horizont bereits das Anfangsniveau. Dies resultiert aus der bereits oben erwähnten Wiederversauerung durch Streufall und Kalkauflösung.

Sehr deutlich beeinflußt die Mobilisierung wasserlöslicher organischer Stoffe die Schwermetallodynamik, da das vermehrte Angebot an organischen Komplexoren eine Konzentrationserhöhung bei einigen Schwermetallen bewirkt. Am stärksten zeigt sich dies bei Blei, Kupfer und Eisen, da diese Schwermetalle sehr stabile organische Komplexe bilden. Cadmium, Zink und Mangan sind aufgrund ihrer schwachen Komplexbildung davon kaum beeinflußt.

Tabelle 6 verdeutlicht am Beispiel der Bleikonzentration des Oh-Horizontes, daß auf der gekalkten Fläche die Werte 60 - 70 % über denen der Kontrolle liegen. Aus pflanzenphysiologischer Sicht ist dabei bedeutsam, daß 50 - 60 % des Gesamtbleis als  $\text{Pb}^{2+}$ -Species vorliegen. Damit werden Konzentrationen erreicht, die in Gewächshausversuchen zu Schädigungen an Sämlingen geführt haben (Schlote 1989). Tiefenverlagerungen von Blei in den Mineralboden lassen sich derzeit noch nicht nachweisen. Einen Hinweis, daß solche Schwermetalltranslokationen auftreten, gibt Eisen, bei dem für die Tiefe 10 bis 20 cm eine gute Korrelation zwischen Eisen und DOC

vorliegt (Schierl und Kreuzer 1991) und somit einen Transport von Eisenkomplexen vermuten läßt.

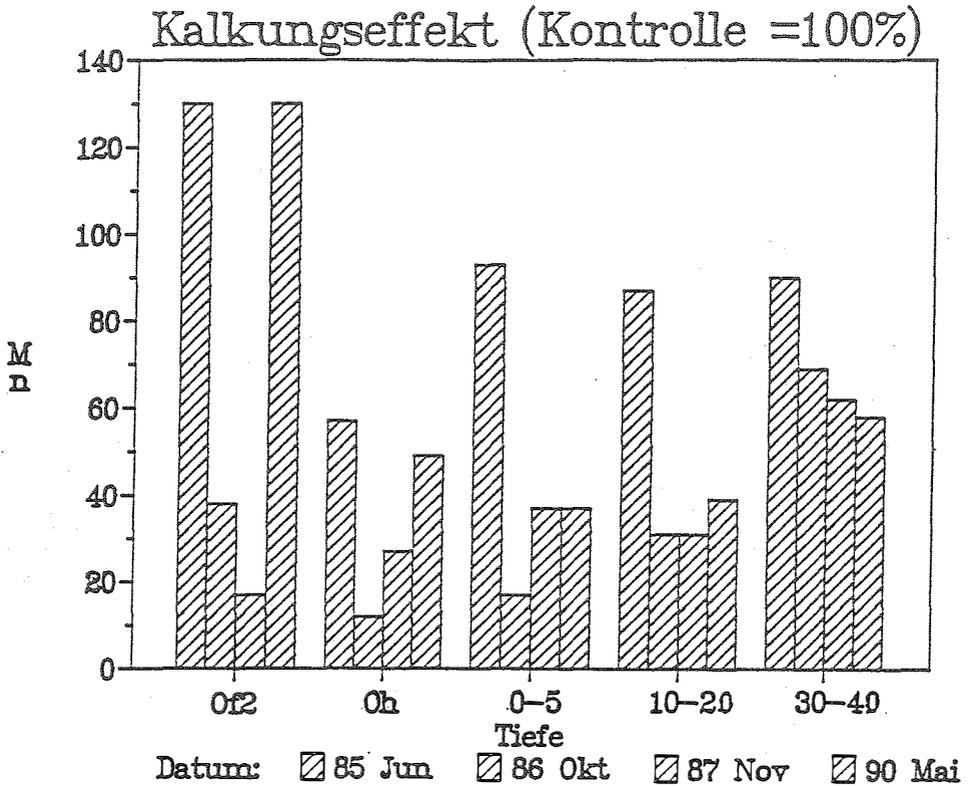


Abbildung 6: Relative Mangankonzentrationen (im Vergleich zur Kontrolle) der gekalkten Fläche in wäßrigen Bodenextrakten zu vier Terminen.

*Relative manganese concentrations in water extracts of soils from limed plots at 4 dates as compared to the control plot.*

Tabelle 6: Mittlere Pb-Konzentration in wäßrigen Bodenextrakten im Oh-Horizont [nmol/l].

*Average Pb-concentrations in soil water extracts of the Oh-horizon (nmol/l).*

	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Kontrolle	102	127	158	142	194	183
Kalk	147	222	249	246	272	232

### 3.8. Biologische Effekte

#### 3.8.1. Bodenflora und -fauna

Bereits im ersten Jahr nach der Kalkung war eine starke Vermehrung von *Oxalis acetosella* zu beobachten (Rodenkirchen 1986). Der Deckungsgrad hat sich seither auf hohem Niveau stabilisiert (Rodenkirchen 1991). Die bereits oben angesprochene Regenwurmvermehrung wurde seit 1986 beobachtet und artspezifisch dokumentiert (Makeschin 1991). Die Bioturbation hat sich vorerst ausschließlich auf die organische Auflage beschränkt. Da inzwischen jedoch auch der pH-Wert des obersten Mineralboden angehoben ist, deutet sich nunmehr auch eine Besiedelung des Aeh-Horizontes an.

#### 3.8.2. Bestand

Die terrestrische Schadenaufnahme seit 1983 zeigt für die gekalkten Versuchsflächen keine differierende Entwicklung der Nadelverlustprozente (Maschnig 1991). Die letzte Erhebung der Zuwachsleistungen bestätigt mit ca. 25 Vorratsfestmeter je Hektar und Jahr die enorme Leistungsfähigkeit des gesamten Bestandes. Ein Einfluß der Kalkung konnte jedoch nicht nachgewiesen werden (Röhle 1991). Die Nadelanalysen vom Herbst 1989 (Tab. 7) zeigen hingegen einen Anstieg der Calcium-Gehalte. Magnesium scheint trotz der großen Verfügbarkeit nicht vermehrt aufgenommen zu werden. Der Rückgang der Nadelspiegelwerte ist für Mangan auf der gekalkten Parzelle signifikant und stimmt ausgezeichnet mit den bodenchemischen Befunden überein.

Tabelle 7: Elementgehalte der jüngsten Nadeln vom 1. und 6. Quirl (November 1989).  
*Element content of current needles of the 1<sup>st</sup> and 6<sup>th</sup> whirl.*

Nadel		N	P	K	Ca	Mg	Mn	Al
		mg.g <sup>-1</sup>						
1/1	Kontrolle	13,9	1,6	5,8	2,9	1,2	1,9	0,08
1/1	Kalk	13,9	1,6	5,3	4,0	1,3	1,2	0,06
6/1	Kontrolle	14,2	1,5	4,3	3,3	1,1	2,3	0,06
6/1	Kalk	14,4	1,6	5,1	4,7	1,3	1,2	0,04

### 4. Schlußfolgerungen

1. Die Auflösung des dolomitischen Kalkes läuft wegen der immer wiederkehrenden Störung des Gleichgewichts durch Wegfuhr der Lösungsprodukte und durch Deprotonierungsvorgänge im Auflagehumus relativ rasch ab. Sie folgt einer exponentiellen Funktion. Im ersten Jahr kann die Auflösungsrate über 40 % der ausgebrachten Kalkmenge betragen.
2. Die Entsäuerung des Bodens beschränkt sich im wesentlichen auf den Auflagehumus. Bereits während der Auflösung des Kalkes setzt von oben her infolge von Überschichtung mit neuer Streu eine Wiederversauerung ein.
3. Die pH-Erhöhung bewirkt im Auflagehumus einen starken Anstieg der Kationenaustauschkapazität. Sie ist damit eine wesentliche Voraussetzung für die Retention von freigesetztem Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> im Auflagehumus.
4. Das Mg dringt wegen seiner relativ geringen Eintauschstärke und der leichteren Löslichkeit

des Magnesiumcarbonates rascher nach unten vor als das Ca. Es ist damit für die schnelle Minderung von möglichem Al-Streß bedeutsamer als das Ca, da mit Al-Streß vor allem im Mineralboden zu rechnen ist. Andererseits ist seine Verweildauer geringer.

5. Die Kalkung verstärkt die Nitrifikation erheblich. Dies kann auf bestimmten Standorten zu Nitratbelastungen des Grundwassers beitragen. Vor allem scheinen Standorte gefährdet zu sein, die bereits mit Stickstoff gesättigt sind. Erhöht wird das Risiko in Zukunft durch die hohen und eher noch zunehmenden N-Immissionen in den Wäldern.
6. Die verstärkte Freisetzung organischer Komplexoren durch die Kalkung führt zu einer Mobilisierung von Cu und Pb. Dies gilt vor allem für die Anfangsphase.
7. Die Kalkung führt nicht nur zu wesentlichen Veränderungen des Bodenchemismus, sondern auch der Bodenbiologie und Vegetation, während die Waldbäume bislang keine Reaktion zeigen.
8. Trotz tiefer pH-Werte und niedriger Ca/Al- und Mg/Al-Relation im ungekalkten Bestand erscheinen die Bäume gesund zu sein und wachsen exzellent. Insofern sind Kalkungen solcher Bestände sinnlos. Dies bedeutet aber, daß die bisherigen Streßkennzahlen revidiert werden sollten.

## Literatur

- Aldinger, E. 1987: Elementgehalte im Boden und in Nadeln verschieden stark geschädigter Fichten-Tannen-Bestände auf Praxiskalkungsflächen im Buntsandstein-Schwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **19**, 266 S.
- Beese, F. 1989: Wirkungen von Kalkungs- und Düngemaßnahmen auf die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung. *Ber. Forsch.zentrum Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Band 49*, 27-48.
- Bichlmaier, K. 1985: Auswirkungen von Kalkungen auf Nährstoffgehalte von Böden und Nadeln. Diplomarbeit Forstw. Fak. LMU München.
- Göttlein, A. 1989: Der DOC-Gehalt wäßriger Humusextrakte in Abhängigkeit vom pH-Wert - Meßergebnisse und Computersimulation. *Vom Wasser* **73**, 483-490.
- Göttlein, A.; Schierl, R. 1988: Anwendung der Bereichsintegration bei der RP-HPLC von wasserlöslichen Bodeninhaltsstoffen. *Vom Wasser* **71**, 173-178.
- Göttlein, A.; Kreutzer, K.; Schierl, R. 1991: Beiträge zur Charakterisierung organischer Stoffe in wäßrigen Bodenextrakten unter dem Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung. *Forstw. Forsch.* **39**, 212-221.
- Hantschel, R. 1987: Wasser- und Elementbilanz von geschädigten, gedüngten Fichtenökosystemen im Fichtelgebirge unter Berücksichtigung von physikalischer und chemischer Bodenheterogenität. *Bayreuther Bodenkundl. Berichte, Band 3*.
- Kreutzer, K. 1981: Die Stoffbefrachtung des Sickerwassers in Waldbeständen. *Mitt. Bodenkundl. Gesellsch.* **32**, 273-286.
- Kreutzer, K. 1983: Stickstoffaustrag in Wäldern in Abhängigkeit von Standort, Bestockung und Waldbewirtschaftung. In: *Nitrat - ein Problem für unsere Trinkwasserversorgung. Arbeiten der DLF, Band 177*, 69-82.
- Kreutzer, K. 1989: Änderungen im Stickstoffhaushalt der Wälder und die dadurch verursachten Auswirkungen auf die Qualität des Sickerwassers. *Mitt. DVWK* **17**, 121-132.
- Kreutzer, K.; Göttlein, A.; Pröbstle, P.; Zuleger, M. 1991a: Höglwaldforschung 1984-1990: Zielsetzung, Versuchskonzept und Basisdaten. *Forstw. Forsch.* **39**, 11-21.
- Kreutzer, K.; Göttlein, A.; Pröbstle, P. 1991b: Dynamik und chemische Auswirkungen der Auflösung von Dolomitmalk unter Fichte (*Picea abies* L. Karst.). *Forstw. Forsch.* **39**, 186-204.

- Kreutzer, K.; Göttlein, A.; Pröbstle, P. 1991c: Die Auswirkungen von saurer Beregnung auf den Bodenchemismus in einem Fichtenaltbestand (*Picea abies* L. Karst.). Forstw. Forsch. **39**,174-186.
- Makeschin, F. 1991: Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Regenwurmfauna (Lumbricidae: Oligochaeta) eines Fichtenaltbestandes (Höglwald-Experiment). Forstw. Forsch. **39**,117-127.
- Marschner, B. 1990: Elementumsätze in einem Kiefernforstökosystem auf Rostbraunerde unter dem Einfluß einer Kalkung/Düngung. Ber. Forsch.zentrum Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Band 60,192 S.
- Maschning, E. 1991: Weitere Entwicklung des visuellen Gesundheitszustandes im Fichtenaltbestand Höglwald. Forstw. Forsch. **39**,40-43.
- Matzner, E. 1985: Auswirkung von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. AFZ **40**, 1143-1147.
- Meiwes, K.J.; König, N.; Khanna, P.K.; Prenzel, J.; Ulrich, B. 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forsch.zentrum Waldökosysteme/Waldsterben Göttingen, Band 7, 1-67.
- Papen, H.; von Berg, R.; Hellmann, B.; Rennenberg, H. 1991: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf chemolithotrophe und heterotrophe Nitrifikation in Böden des Höglwaldes. Forstw. Forsch. **39**,111-116.
- Prenzel, J. 1985: Die maximale Löslichkeit von oberflächlich ausgebrachtem Kalk. AFZ **43**, 1142.
- Reinwald, H. 1987: Einfluß der Kalkung auf bodenchemische Parameter und Saugkerzenwässer. Diplomarbeit Forstw. Fak. LMU München.
- Reiter, H.; Bittersohl, J.; Schierl, R.; Kreutzer, K. 1986: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf austauschbare und gelöste Ionen im Boden. Forstw. Cbl. **105**, 300-309.
- Rodenkirchen, H. 1986: Auswirkungen von saurer Beregnung und Kalkung auf die Vitalität, Artenmächtigkeit und Nährstoffversorgung der Bodenvegetation eines Fichtenbestandes. Forstw. Cbl. **105**, 338-350.
- Rodenkirchen, H. 1991: Entwicklung der Waldbodenvegetation auf den Versuchsflächen des Höglwald-Experiments im Beobachtungszeitraum 1983-1989. Forstw. Forsch. **39**,74-86.
- Röhle, H. 1991: Entwicklung der wichtigsten ertragskundlichen Kenngrößen des Fichtenaltbestandes im Höglwald in der 6jährigen Beobachtungsperiode zwischen 1983 und 1988. Forstw. Forsch. **39**,30-34.
- Schierl, R. 1989a: Determination of Pb(II) in soil solutions by voltammetrie. Fresenius Z. Anal. Chem. **333**, 796.
- Schierl, R. 1989b: Bestimmung des Komplexierungsgrades von Al, Fe und Mn in Bodenlösungen durch Kationenaustausch. Vom Wasser **73**, 161-165.
- Schierl, R.; Kreutzer, K. 1989: Dolomitische Kalkung eines Fichtenbestandes auf saurer Parabraunerde: Auswirkungen auf Bodenchemie und Vegetation. Kali-Briefe (Büntehof) **19** (6), 417-423.
- Schierl, R.; Kreutzer, K. 1991: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die Schwermetallodynamik im Höglwald-Experiment. Forstw. Forsch. **39**,204-211.
- Schlote, F.-H. 1989: Blei als Teilursache von Waldschäden. Intern. Kongreß Waldschadensforschung Friedrichshafen, Band I, 261-262.
- Tamm, C.O.; Popovic, B. 1989: Acidification experiments in pine forests. National Swedish Environmental Protection Board, Report 3589,5-125.
- Ulrich, B. 1981: Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **144**, 647-659.
- Ulrich, B. 1987: Stability, elasticity and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. In: E.D. Schulze and H. Zwölfer (eds.): Ecological Studies **61**, 11-49.

- Ulrich, B. 1988: Ökochemische Kennwerte des Bodens. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. **151**, 171-176.
- Ulrich, B., Keuffel, W. 1970: Auswirkungen einer Bestandeskalkung zu Fichte auf den Nährstoffhaushalt des Bodens. Forstarchiv **41**, 30-35.
- Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften der Forstl. Fak. Univ. Göttingen und der Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt **58**, 258-260.
- Wenzel, B. 1989: Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling: Initialeffekte auf Boden, Sickerwasser und Vegetation. Ber. Forsch.zentrum Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Band 51, 274 S.
- Wenzel, B.; Ulrich, B. 1988: Kompensationskalkung - Risiken und ihre Minimierung. Forst- und Holzwirt **41**, 12-16.

### **Dank**

Das Forschungsprojekt wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technologie, der Bayerischen Staatsforstverwaltung und den Europäischen Gemeinschaften finanziert. Besonderer Dank gilt den Mitarbeitern Maria Fuchs, Jutta Koll, Sigrid Scherzer, Dagmar Trübenbach, Isabella Weselek, Klaus Lorenz, Wolfgang Petrik und Thomas Weiß. Für anregende Diskussionen danken wir Martina Zuleger, Axel Göttlein und Peter Pröbstle.

# Änderungen des Magnesiumkreislaufes in Kiefernwaldökosystemen durch Einträge von Stickstoff und Schwefel

B. Popovic, C.O. Tamm und A. Aronsson  
Department of Ecology and Environmental Research  
Swedish University of Agricultural Sciences  
Box 7072 S-750 07 Uppsala, SWEDEN

**Abstract:** Changes of the Mg cycle in pine forests due to nitrogen and sulfur deposition.

*In a series of experiments in North and Central Sweden the effects of application of sulphuric acid at different levels, with and without NPK treatments, and of annual applications of nitrogen fertilizers at different levels, with and without PK addition, was tested over 6 to 8 years on young Scotch pine stands. Soil chemical analysis 14-18 years after the start of the treatments indicated for both treatments losses of base cations from the upper mineral soil horizons, accompanied by much lower magnesium contents in the foliage after nitrogen addition and suggested that also sulphuric acid lowered the foliar magnesium levels. Despite low magnesium contents (about 0.06 %, in single years even lower) no deficiency symptoms were observed. The growth measurements have so far not indicated any statistically significant differences which can be related to lack of magnesium. However, in two factorial experiments testing the influence of other elements than nitrogen (which was given to all treatments) the most consistent difference was a small tendency towards better growth with magnesium added than without.*

## 1. Einleitung

In der Zeit von 1967 bis 1974 wurden in vier Gebieten Schwedens Düngeversuche angelegt, welche den Nährstoffbedarf von Kiefern- und Fichtenökosystemen bei optimaler und suboptimaler Nährstoffversorgung feststellen (Tamm, 1985). Da frühere Versuche gezeigt haben, daß die normalen schwedischen Kiefern- und Fichtenökosysteme stickstofflimitiert sind (Tamm, 1991), wurden im Hauptversuch drei Stickstoffstufen mit und ohne PK-Düngung geprüft. Andere Pflanzennährstoffe, sowie Bewässerung und artifizielle Versauerung wurden in weiteren Versuchen am selben Standort untersucht. Zielsetzung der Versuche (mit Ausnahme der Versauerungsversuche, Tamm & Popovic, 1989) war, die Auswirkungen von Meliorationsmaßnahmen auf das Waldökosystem und die Umwelt zu studieren. Dabei wurde schnell klar, daß erhöhte atmosphärische Deposition von Stickstoffverbindungen ein größeres Problem darstellt, als mögliche Schädwirkungen durch Walddüngung.

## 2. Material und Methoden

Die dargestellten Resultate beschränken sich auf die Nährstoffoptimumversuche E55 Norrliden und E40 Lisselbo in Nord- bzw. Mittelschweden (Tab. 1).

Tabelle 1: Geographische Daten und die mittlere Jahrestemperatur sowie mittlere Jahresniederschläge für die Versuchsgebiete.

*Geographic site description, annual mean temperature and average annual precipitation.*

Standort	Versuch	Koordinaten	See- höhe [m]	Jahresmittel- temperatur [°C]	Mittlerer Jahresnieder- schlag [mm]
Lisselbo	E40, E41, E42	60°28' N, 16°57' E	80-85	4,8	593
Norrliden	E55, E56, E57	64°21' N, 19°45' E	260-275	1,2	595

Der Versuch E55 Norrliden hat 40 Parzellen, die in sechs Blöcken angeordnet sind. Block 3 und Block 6 sind insofern unvollständig, als nur Stickstoff zugeführt wurde, während die Hälfte der Parzellen der anderen vier Blöcke PK-Gaben erhielten. Der Stickstoff wurde in den Blöcken 1 bis 3 Form als Harnstoff zugeführt und in den Blöcken 4 bis 6 als Ammonium-Nitrat. Stickstoff wurde seit 1971 jährlich, Phosphor und Kalium jedes dritte Jahr zugeführt. Nachdem auf einigen mit Stickstoff gedüngten Parzellen Bormangel beobachtet wurde, erhielten alle Parzellen im Jahre 1980 eine Boraxgabe. Die Mengen der Nährstoffe sind in Tabelle 2 a angegeben. Der Versuch E40 Lisselbo hat 32 Parzellen, verteilt auf 4 Blöcke, die drei N-Dosen als Ammonium-Nitrat mit und ohne PK-Düngung enthalten. Stickstoff wurde seit 1969 jährlich zugegeben. Auch in diesem Versuch wurde eine Boraxdüngung angewandt. Die Mengen der Nährstoffe für die Versuche E41 und E56 sind in Tabelle 2 b angegeben.

Tabelle 2 a. Düngungsplan, Versuch E40 Lisselbo und E55 Norrliden. Die beiden Versuchsanlagen sind Stickstoffsteigerungsversuche, jeweils mit und ohne PK-Düngung. Der Versuch E40 wurde mit Ammonium-Nitrat (vier Wiederholungen) gedüngt, während auf dem Versuchsfeld E 55 Ammonium-Nitrat und Harnstoff als Stickstoffdünger verwendet wurden. Die PK-gedüngten Parzellen wurden mit 2 bzw. 3 Wiederholungen angelegt. Alle Nährstoffe sind als kg/ha angegeben.

*Design of fertilization experiments E40 Lisselbo and E55 Norrliden. Augmented nitrogen dosages, in combination with and without PK-fertilization. Experiment E40:  $NH_4NO_3$  (n=4), experiment E55:  $NH_4NO_3$  and Urea. PK treatments with 2 resp. 3 replicates. Nutrients in kg.ha-1.*

E40 Lisselbo				E55 Norrliden			
Zeitraum	N1	N2	N3	Zeitraum	N1	N2	N3
1969-70	60	120	180	1971-73	60	120	180
1971-74	40	80	120	1974-76	40	80	120
1975-76	30	60	90	1977-88	30	60	90
1977-88	20	40	60	Summe	660	1320	1980
Summe	580	1160	1740				
PK-Düngung in 3-Jahresabständen: P=260, K=504				P=240, K=462			
Andere Nährstoffe Ca=610, S=340, Cl=500, B=2,5				Ca=566, S=319, Cl=462, B=2,5			

Tabelle 2 b. Die Versuche E41 Lisselbo und E56 Norrliden sind als balancierte Blöcke angelegt, um die Effekte der Zufuhr von P, K, Mg, S und der Mikroelemente Cu, Zn, Mn, B, und Mo bei ausreichender Stickstoffversorgung (N2) zu studieren. P-Düngung; Tripel-Superphosphat, K; Kaliumchlorid, Mg; Magnesiumkarbonat und S; Natriumsulfat. Elementmengen in kg/ha.

*Experiments E41 and E56 (Lisselbo and Norrliden) are balanced block designs, to study response on P, K, Mg, S and of micronutrient Cu, Zn, Mn, B and Mo additions at normal N-supply levels (N2). Fertilizers: 'P source .. Triple phosphate', 'K source .. potassium chloride', 'Mg source .. Mg-carbonate', 'S source .. Sodiamsulphate', expressed as kg.ha<sup>-1</sup>.*

E41 Lisselbo		E56 Norrliden		E57 Norrliden	
Zeitraum	N2	Zeitraum	N2	Zeitraum	N2
1969-70	120				
1971-74	80	1971-73	120	1971-74	120
1975-76	60	1974-76	80	1975-76	80
1977-88	40	1977-88	60	1977-87	60
Summe	1040		1140		1260
PK-Düngung in 3-Jahresabständen: P=220, K=440		P=200, K=400		P=260, K=462	
Andere Nährstoffe Ca=314, S=200, Cl=415, Na=288 Mg=250		Ca=285, S=200, Cl=378, Na=288 Mg=250		Ca=2000, Sulfat-S=294 PK-S=249	
Mikronährstoffe Cu, Zn, Mn= 12; Mo=1 (in drei Raten); B=5 (in zwei Raten).					

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Effekt auf den Boden

Zugabe von Stickstoff, Harnstoff oder Ammonium-Nitrat erhöhte in der Humusschicht den pH (Fig. 1), nicht aber die Basensättigung (Fig. 2).

Im Mineralboden wurden durch die Stickstoffgabe der pH-Wert und die Basensättigung gesenkt. Die PK-Düngung zeigte geringere Effekte als die reine Stickstoffdüngung. Wir deuten die Mineralbodenversauerung als die Auswirkung mobiler Anionen (zugeführt mit dem Dünger), die das Bodenprofil perkolieren und zur Auswaschung basischer Kationen beitragen. Bei den Behandlungen N2 und N3 wurde die Bodenversauerung von der Nitrifikation verstärkt. Die Bodenversauerung der N1-Urea-Variante war im Jahr 1988 gering. Auch durch die Behandlung mit N1-Ammonium-Nitrat bedingte keine Senkung des Mineralboden-pH (10-20 cm, Abb. 1 und 2). Das bedeutet, daß die Zugabe von 630 kg N/ha als "kritische Belastung" bezeichnet werden kann (B-Horizont vgl. Schulze et al., 1989), 1260 bzw. 1890 kg N/ha sind problematische Stickstoffdosen. Die Verluste an austauschbarem Kalzium und Magnesium aus dem Mineralboden sind bei beiden Stickstoffdüngern negativ mit der Stickstoffdosis korreliert. Diese Abhängigkeit ist bei den PK-gedüngten Parzellen nicht signifikant (siehe Abb. 3).

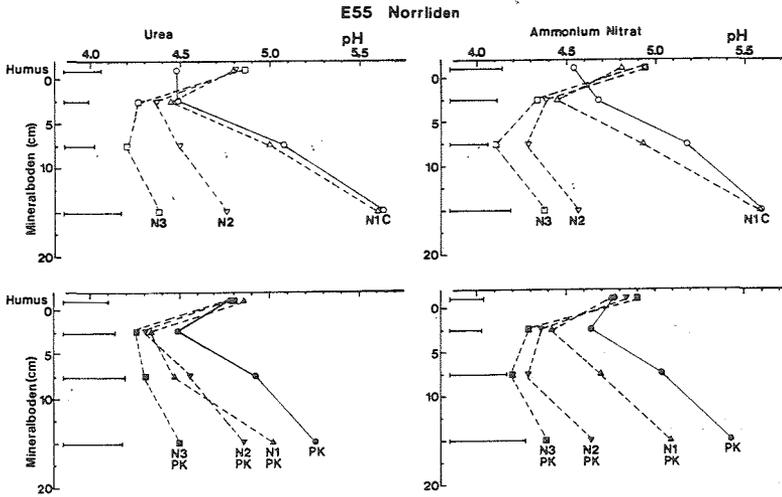


Abbildung 1:  $pH_{H_2O}$ -Werte (1988) der Böden im Versuch E55 Norrleden als Mittel von drei (PK-Varianten) bzw. zwei (ohne PK) Parzellen. Ein pH-Gradient von 4,5 im Humus zu 5,5 im B-Horizont (10-20 cm) entspricht den natürlichen Verhältnissen Nordschwedens, die Stickstoffsteigerungsvarianten N2 und N3 weichen davon stark ab. Die kleinste signifikante Differenz ist für jede Tiefenstufe als Balken dargestellt.

*Soil  $pH_{H_2O}$  for experiments E55 Norrleden as arithmetic mean derived from 3 (PK-treatments) and 2 (without PK) sites respectively. Natural conditions in North Sweden are indicated by a pH-gradient from 4,5 in the humus layer to pH 5,5 in B-horizons (10-20 cm). Treatments with high N dosage (N2 and N3) deviate significantly from this pattern. Least significant differences are indicated by horizontal bars.*

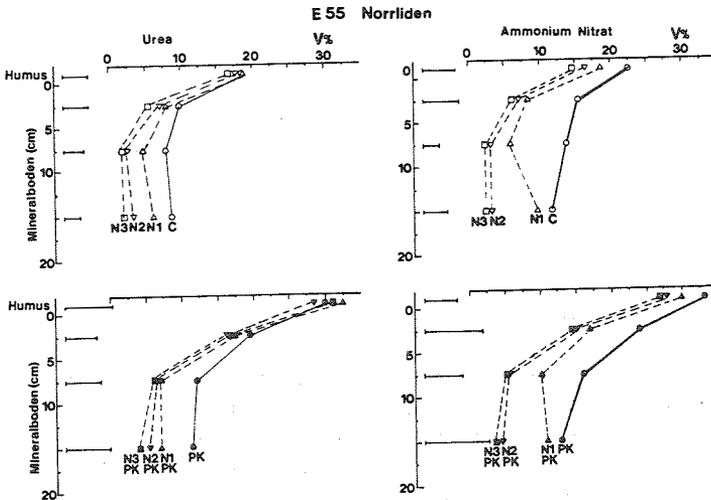
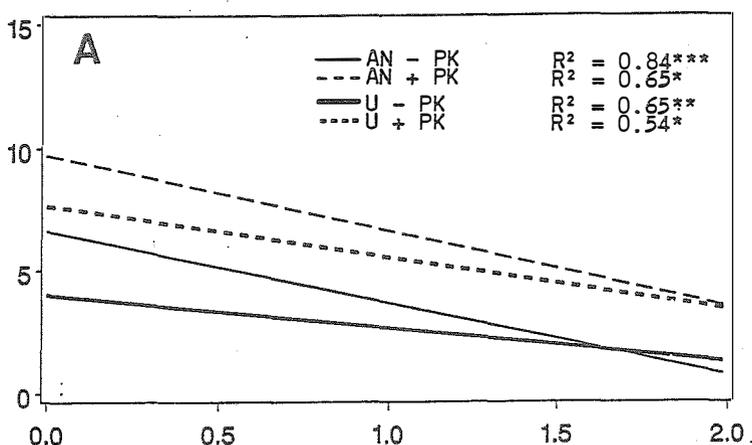


Abbildung 2: Basensättigung im Versuche E55 Norrleden. Die kleinste signifikante Differenz ist für jede Tiefenstufe als Balken dargestellt.

*Base saturation in the experiment E55 Norrleden. Least significant differences are indicated by horizontal bars.*

E 55, Mineralboden, 0–20 cm

Ca keq



Mg keq

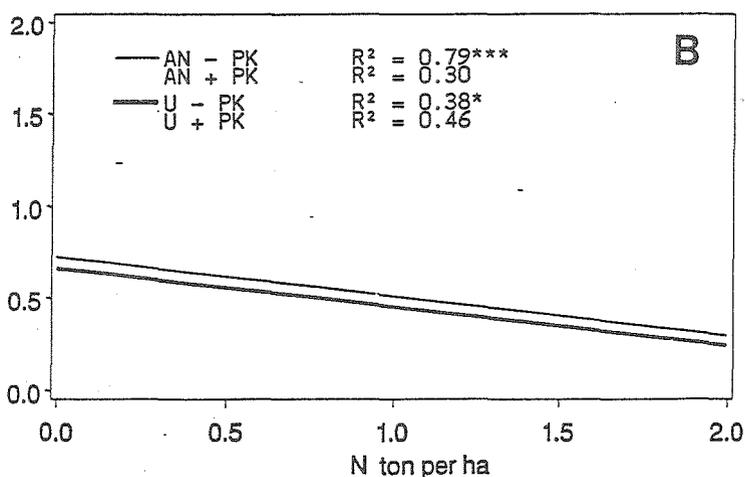


Abbildung 3: Versuch E55 Norrliden. Zusammenhang zwischen austauschbarem Kalzium und Magnesium (keq.ha<sup>-1</sup>) und N-Zufuhr. Abkürzungen: 'AN': Ammonitrat, 'PK': Phosphor und Kalium, 'U': Harnstoff.

*Experiment E55 Norrliden. Relationship between amount of exchangeable calcium and magnesium (kmolc.ha<sup>-1</sup>) and N-application. Abbreviations: 'AN': ammonium nitrate, 'PK': phosphorus and potassium, 'U': urea.*

Im Versuch E57 (Norrliden) wurde gleichzeitig die Zufuhr von Schwefelsäure (0.8 Massen-%) in drei Stufen mit und ohne NPK-Düngung untersucht. Die Behandlung mit verdünnter Schwefelsäure lief von 1971 bis 1976, während die NPK-Düngung fortgesetzt wurde. Der pH-Wert und die titrierbare Azidität wurde im Mineralboden signifikant und in der Humusschicht schwach beeinflusst (Tamm & Popovich, 1989). Mit steigender Schwefelsäurezufuhr kam es zu einer Auslaugung des austauschbaren Magnesium im Mineralboden; gleichzeitig senkte die NPK-Behandlung, unabhängig von der Säurezufuhr (Abb. 4), die Magnesiummenge im Mineralboden.

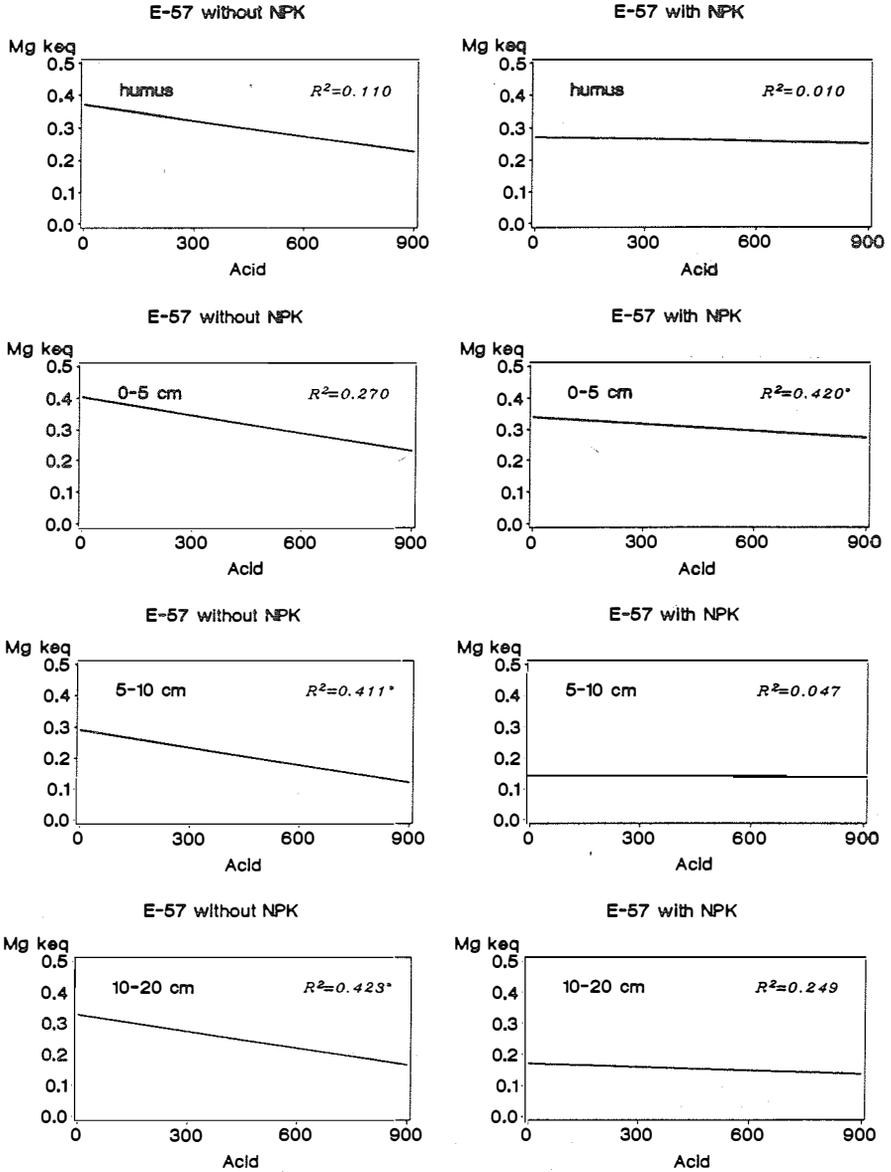


Abbildung 4: Versuch E57 Norrlliden. Zusammenhang zwischen austauschbarem Magnesium (keq.ha<sup>-1</sup>) und Schwefelsäure-Zufuhr.

*Experiment E57 Norrlliden. Relationship between amount of exchangeable magnesium (kmolc.ha<sup>-1</sup>) and application of sulfuric acid.*

### 3.2 Effekt auf die Waldernährung und das Waldwachstum

Der Ernährungszustand der Bäume wurde durch jährliche Probenahme exponierter 1/2-jähriger Kiefernadeln im Oktober erfaßt. Die chemische Analyse (Tab. 3) zeigte, daß die steigende Stickstoffzufuhr bei beträchtlichen interannuellen Schwankungen klar unterschiedliche Gehaltsniveaus in den Nadeln verursachten.

Tabelle 3: Stickstoffgehalt (N% T.S.) halbjähriger Kiefernadeln für unterschiedlichen Varianten und Versuchsperioden als Mittelwerte von 6 (mit PK-Gabe) bzw. 4 (ohne PK-Gabe) Wiederholungen.

*Nitrogen content of current pine needles for different treatments and periods as means of 6 (PK-treatment) or 4 (without PK-treatment) replicates.*

Behandlung	E55 Norrlieden			E40 Lisselbo		
	1970	1971/78	1979/89	1968	1969/76	1977/1988
Kontrolle	1,32	1,26	1,15	1,39	1,33	1,29
PK	1,29	1,25	1,11	1,39	1,32	1,28
N1	1,28	1,49	1,43	1,42	1,77	1,47
N1 PK	1,30	1,49	1,38	1,42	1,73	1,49
N2	1,28	1,86	1,75	1,40	2,08	1,80
N2 PK	1,29	1,79	1,70	1,45	2,10	1,73
N3	1,29	2,02	1,85	1,44	2,67	2,24
N3 PK	1,31	2,01	1,79	1,44	2,52	1,93

Die Magnesiumgehalte der Kiefernadeln nahmen bei hohen Stickstoffgaben unabhängig von der PK-Düngung ab (Tabelle 4). Diese Änderungen in den Mg-Gehalten halbjähriger Nadeln wurden in der Diskussion des E57-Norrlieden Versuches als 'Verdünnungseffekt' (falscher Antagonismus) bezeichnet (Tamm und Popovic, 1989).

Der von Ingestad (1979) vorgeschlagene Grenzwert der Mg-Gehalte in Prozent von N (N=100) wird unterschritten. Ähnliche Resultate erhielt Hüttl (1986) beim Vergleich der Mg- und N-Gehalte in Fichtennadeln im Rahmen von diagnostischen Düngungsversuchen in Südwest-Deutschland.

Biomassenuntersuchungen wurden in zwei Versuchen, E55 Norrlieden im Jahr 1984 und E57 Norrlieden (1987) vorgenommen. Die chemische Analyse des Holzes wurde an Proben des E57 S-Versauerungsversuches durchgeführt. Mittels Regressionsanalyse mit jährlichen Nadelanalysewerten als unabhängige Variable konnten die Nährstoffgehalte anderer Baumfraktionen geschätzt werden (Tamm et al., 1991). Der Magnesiumvorrat im Bestand veränderte sich durch N-Zugaben nur geringfügig, bzw. nur bei der höchsten N-Dosis (Tabelle 5). Vergleicht man die Trockenbiomasse mit der Magnesiummenge, kann bei hohen N-Gaben ein Mg-Verdünnungseffekt beobachtet werden, obwohl höhere Trockenmassen niedrige Mg-Gehalte teilweise kompensieren (vgl. Tabelle 5).

Die gefundenen Differenzen der Trockengewichte zwischen Behandlungen sind nur teilweise statistisch abgesichert (ungleiche Zuwachswerte).

Tabelle 4: Magnesiumgehalt (Mg % T.S.) halbjähriger Kiefernadeln für unterschiedlichen Varianten und Versuchsperioden als Mittelwerte von 6 (mit PK-Gabe) bzw. 4 (ohne PK-Gabe) Wiederholungen.

*Magnesium content of current pine needles for different treatments and periods as means of 6 (PK-treatment) or 4 (without PK-treatment) replicates.*

Behandlung	E55 Norrleden			E40 Lisselbo		
	1970	1971/78	1979/89	1968	1969/76	1977/1988
Kontrolle	0,112	0,098	0,101	0,080	0,086	0,093
PK	0,111	0,094	0,092	0,080	0,085	0,089
N1	0,115	0,079	0,081	0,075	0,076	0,099
N1 PK	0,112	0,078	0,076	0,080	0,072	0,088
N2	0,118	0,070	0,068	0,085	0,072	0,084
N2 PK	0,116	0,073	0,063	0,078	0,065	0,075
N3	0,116	0,068	0,064	0,078	0,065	0,076
N3 PK	0,115	0,067	0,057	0,080	0,063	0,069

In den N-2 und N-3 behandelten Parzellen (Tab. 5) wies der Mg-Vorrat in der Humusschicht und dem oberen Mineralboden (0-20 cm) geringere Werte auf. Die Vorratssumme (Bestand+Boden) zeigt nach einem Anstieg der N1-Zugabe (was mit der größeren Biomasse erklärt werden kann) eine klar fallende Tendenz (Tab. 5). Die Biomassenuntersuchungen des Versauerungsversuches E57 Norrleden wurden auf 6 von insgesamt 10 Versuchsglieder begrenzt. Die Ergebnisse wurden beim IUFRO-Symposium in Freiburg 1989 präsentiert (Popovic, 1990). Ein Vergleich der Magnesiumwerte für die Varianten Schwefelsäure, N2PK-Düngung und Kalkung (5 t CaCO<sub>3</sub>/ha) ergibt als Folge der größeren Biomasse einen steigenden Mg-Vorrat im Baumbestand bei S-Säure 3-Zufuhr. Hingegen konnte eine gewisse Senkung der Konzentration der Mg-Ionen beobachtet werden (Tab. 6). Der Mg-Vorrat im Boden (Humus- und Mineralbodenschichte) weist eine drastische Verminderung auf, die meistens auf den Mineralboden konzentriert ist. Der Mg-Verlust ist für S-Säure 3 und N2PK-Zugaben gleich groß (vgl. Tab. 6). Schwefelsäure, N2PK-Düngung und Kalkung (5 t CaCO<sub>3</sub>/ha) ergibt als Folge der größeren Biomasse einen steigenden Mg-Vorrat im Baumbestand bei S-Säure 3-Zufuhr. Hingegen konnte eine gewisse Senkung der Konzentration der Mg-Ionen beobachtet werden (Tab. 6). Der Mg-Vorrat im Boden (Humus- und Mineralbodenschichte) weist eine drastische Verminderung auf, die meistens auf den Mineralboden konzentriert ist. Der Mg-Verlust ist für S-Säure 3 und N2PK-Zugaben gleich groß (vgl. Tab. 6).

Tabelle 5: Versuch E55 Norrleden, 1984. Magnesium in der Biomasse eines 34-jährigen Kiefernbestandes und Vorräte im Boden als Mittelwerte von 6 (mit PK-Gabe) bzw. 4 (ohne PK-Gabe) Wiederholungen.

*Experiment E55 Norrleden, 1984. Magnesium in the biomass of 34 year old pine stand and pools of exchangeable magnesium in the soil as means of 6 (PK-treatment) or 4 (without PK-treatment) replicates.*

Behandlung	0	N1	N2	N3	PK	N1PK	N2PK	N3PK
	Mg kg/ha							
Stammholz	6,96	8,95	8,24	7,66	7,23	8,83	8,48	7,22
Rinde	2,14	2,73	2,56	2,52	2,20	2,60	2,49	2,33
Lebende Äste	4,21	5,60	4,62	3,70	4,10	5,09	4,53	3,40
Nadeln	4,86	5,59	4,67	4,05	4,55	4,93	4,44	3,49
<i>Summe Bestand</i>	<i>18,16</i>	<i>22,87</i>	<i>20,08</i>	<i>17,94</i>	<i>18,09</i>	<i>21,45</i>	<i>19,94</i>	<i>16,45</i>
	Trockengewicht kg/ha							
<i>Biomasse</i>	<i>61 684</i>	<i>82 487</i>	<i>76 720</i>	<i>70 915</i>	<i>63 925</i>	<i>80 461</i>	<i>78 064</i>	<i>66 761</i>
	Mg kg/ha							
Humus (aust.)	4,08	5,82	5,16	5,10	3,96	4,26	4,38	4,02
0 - 20 cm (aust.)	8,64	6,36	4,98	3,96	7,80	8,22	4,92	4,56
<i>Summe Boden</i>	<i>12,72</i>	<i>12,18</i>	<i>10,14</i>	<i>9,06</i>	<i>11,16</i>	<i>12,48</i>	<i>9,30</i>	<i>8,58</i>
<i>Bestand+Boden</i>	<i>30,88</i>	<i>35,05</i>	<i>30,22</i>	<i>27,00</i>	<i>29,85</i>	<i>33,93</i>	<i>29,24</i>	<i>25,03</i>

Tabelle 6: Versuch E55 Norrleden, 1987. Magnesium in der Biomasse eines 37-jährigen Kiefernbestandes und Vorräte im Boden als Mittelwert von 3 Wiederholungen.

*Experiment E55 Norrleden, 1987. Magnesium in the biomass of 37 year old pine stand and pools of exchangeable magnesium in the soil as means of 3 replicates.*

Behandlung	0	Säure 3.	Kalk	N2PK	N2PK+ Säure 3.	N2PK+ Kalk
	Mg kg/ha					
Stammholz	9,44	9,48	7,83	9,89	9,61	10,12
Rinde	3,19	2,96	2,67	3,05	3,10	2,99
Lebende Äste	4,29	4,83	3,57	3,57	4,08	7,56
Nadeln	4,07	4,30	4,31	2,94	4,08	3,24
<i>Summe Bestand</i>	<i>20,99</i>	<i>21,57</i>	<i>18,38</i>	<i>19,45</i>	<i>20,87</i>	<i>23,91</i>
	Trockengewicht kg/ha					
<i>Biomasse</i>	<i>80 861</i>	<i>93 693</i>	<i>70 732</i>	<i>81 647</i>	<i>85 759</i>	<i>83 632</i>
	Mg kg/ha					
Humus (aust.)	3,48	2,76	4,92	2,76	2,88	4,56
0 - 20 cm (aust.)	15,48	7,32	16,08	7,60	6,08	8,56
<i>Summe Boden</i>	<i>18,96</i>	<i>10,08</i>	<i>21,00</i>	<i>10,36</i>	<i>8,96</i>	<i>13,12</i>
<i>Bestand+Boden</i>	<i>39,95</i>	<i>31,65</i>	<i>39,38</i>	<i>29,81</i>	<i>29,83</i>	<i>37,03</i>

Tabelle 7: Jährlicher Volumszuwachs ( $m^3/ha/a$ ) mit bzw. ohne Zufuhr einzelner Nährstoffe in den Versuchen E56 (Norrliden) und E41 (Lisselbo). Alle Parzellen erhielten die Dosis N2 (Ammonnitrat) in jeweils 8 Kombinationen.

*Annual volume increment ( $m^3/ha/a$ ) in experiments E56 (Norrliden) and E41 (Lisselbo). Nitrogen was applied as N2 (ammonium nitrate) and combined with single nutrient fertilizers (8 combinations).*

	+P	-P	+K	-K	+Mg	-Mg	+S	-S	+Micro	-Micro
E56 Norrliden										
1972-79	10,8	10,5	10,8	10,5	10,6	10,7	10,8	10,6	10,2	10,4
1980-84	10,8	10,8	10,9	10,7	10,6	11,0	11,2	10,4	10,6	11,2
1985-89	8,8	8,4	8,6	8,6	8,4	8,8	8,4	8,8	8,3	9,6
E 41 Lisselbo										
1972-77	6,4	6,7	7,0	6,0	6,3	6,8	6,7	6,4	6,1	6,6
1978-85	6,7	7,3	7,5	6,5	6,7	7,3	7,4	6,6	6,8	7,4
1986-88	7,1	7,9	8,1	7,0	7,4	7,7	7,9	7,1	7,5	7,3

Der Effekt der Schwefelsäurezufuhr in Kombination mit und ohne N2PK-Düngung im Versuch E57 Norrliden wurde eingehend bei Tamm & Popovic (1989) erörtert. Hier wird kurz dargestellt, daß die Säurezugabe ohne N2PK den Zuwachs erhöhte aber bedeutend weniger als N2PK-Düngung ohne Säure. Eine negative Interaktion zwischen Säure und N2PK-Düngung wurde festgestellt. Die Zuwachsveränderungen nach steigender N-Zufuhr im Versuch E55 Norrliden und E40 Lisselbo zeigten eine beinahe maximale Erhöhung des Zuwachses durch die N1-Zugabe. N2 bewirkte ebenfalls Mehrzuwachs, nur N3 senkte die Zuwachsrate (Tamm, Aronsson und Popovic, in Vorbereitung). Die Mg-Konzentration der Nadeln wurde bei höheren N-Zugaben deutlich verringert. Im selben Experiment wurden zwei faktorielle Versuche zur Abschätzung eines Magnesiumdüngereffektes auf den laufenden Volumzuwachs bei gegebenem N2PK-Düngungsniveau angelegt. Die Tabelle 7 zeigt den positiven, aber nicht signifikanten Effekt in drei Meßperioden vollzog.

#### 4. Zusammenfassung

Die erörterten Ergebnisse der Versuchsserien mit steigender N-Zugabe (mit und ohne PK) und der steigenden Schwefelsäurezufuhr in Kombination mit und ohne NPK-Düngung haben gezeigt, daß der Verlust basischer Kationen und Bodenversauerung sowohl durch N-Zufuhr als auch durch Schwefelsäure induziert werden können. Gleichzeitig nimmt der Vorrat von austauschbarem Magnesium im Boden ab. Die Magnesiumgehalte der Nadeln sind negativ mit der N-Gabe korreliert. Die begrenzte Mg-Aufnahme bei hoher S-Säurezufuhr scheint den Zuwachs noch nicht negativ beeinflußt zu haben (ohne N2PK-Düngung). Dagegen konnte eine negative Interaktion zwischen S-Säurezugaben und N2PK-Düngung beobachtet werden. Die Versuche deuten darauf hin, daß mit steigender N-Zugabe eine bedeutend schlechtere Mg-Versorgung induziert wird, sodaß bei hohen N-Dosen Magnesiummangel entsteht. Die faktoriellen Versuche wiesen auf, daß die Mg-Zufuhr bei gleichzeitig hohem NPK-Niveau eine positive Wirkung auf den laufenden Zuwachs hat.

## 5. Literatur

- Hüttl, R.F., 1986: 'Neuartige' Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 16, 195 S.
- Ingestad, T., 1979: Mineral nutrient requirement of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings. *Physiologia plantarum* 45, 373-380.
- Popovic, B., 1990: Bioelement content and biomass in Scots pine: effect of acidification and under Popovic, 1989: Acidification experiments in Pine Forests. National Swed. Environm. Protec. Board, Report No. 3589, 1-131
- Schulze, E.D., W. de Vries, M. Hauhs, K. Rosen, L. Rasmussen, C.O. Tamm and J. Nilsson, 1989: Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 48, 451-456.
- Tamm, C.O., 1985: The Swedish optimum nutrient requirement of foreststands. - Aim, methods, yield results. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademi. Tidskr. Suppl.* 17,9-29. liming. IUFRO-Symposium Freiburg 1989. Spec. Issue 'Management of Nutrition in Forests Tamm, C.O. and B.
- Tamm, C.O., 1990: Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Springer Verlag, Berlin, *Ecol. Studies* 81.
- Tamm, C.O., and B. Popovic, 1989: Acidification experiments in Pine Forests. Nation. Swed. Environm. Prot. Board, Report No. 3589, 131 pp.
- Tamm, C.O., A. Aronsson, and B. Popovic: Optimum nutrition experiments in young stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*), in prep.

