



Scopus Indexed Journal

Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz – Forest Ecology, Landscape Research and Nature Conservation

www.afsv.de/index.php/waldoekologie-landschaftsforschung-und-naturschutz


Waldkalkung – Bodenschutz contra Naturschutz?

Forest liming – soil protection versus nature conservation?

Albert Reif, Ernst-Detlef Schulze, Jörg Ewald & Andreas Rothe

Abstract

The deposition of strong inorganic acids in forests leads to low pH values and high concentrations of Al^{3+} in the soil. Forest liming neutralizes acidity and leads to an increase in base cations. Additionally, surface organic layers decay more rapidly and stored nutrients are mobilized. The ground vegetation responds to liming with an increase in nutrient-loving species and a decline in acidophytes. The mycorrhizal fungi and soil fauna species composition change dramatically. Tree roots, at least initially, retreat from the topsoil. It takes several years for the base cations to reach the deeper soil horizons (up to about 30 cm) and they rarely go deeper.

Since 1990 sulfur deposition has greatly declined. However N deposition rates remain at high levels (conifer stands > deciduous > open areas). High N inputs continue to contribute to soil acidification and at the same time cause the eutrophication of forest ecosystems which are naturally N-limited. The increased rate in forest growth results in an increased need for other nutrients. In many forests, the critical deposition threshold ("critical load") of approximately 10 to 20 kg N ha⁻¹ yr⁻¹ has been exceeded. In stands where the soils are supersaturated with nitrogen, the nitrate which is not retained by the humus or assimilated by the forest vegetation leaches into the ground water.

Up until today in Baden-Wuerttemberg, Rhineland-Palatinate, Hesse, Lower Saxony, North Rhine-Westphalia, Thuringia and recently in Saxony-Anhalt large areas of forest have been limed using three to four tons of dolomitic lime per hectare per decade. The aim is to prevent the ongoing acid-induced degradation of clay minerals in order to increase forest vitality. Often P and/or K are added to the lime.

Bavaria, Brandenburg and Mecklenburg-Western Pomerania either do not lime their forests or only do so in a very restricted manner. In these states the central European tree species beech, spruce, Scots pine, fir and oak growing there

are no less vital than elsewhere. These tree species grow in a wide range of ecological soil types. Analyses of leaves and needles show that a small, but adequate nutrient supply exists even in the most acidic forest soils.

Today it is not soil acidification but eutrophication (and climate change) which are the main threats to forest ecosystems, especially for oligotrophic communities on sandy soils. Liming in eutrophic forests counteracts acidification and eventually leads to deeper rooting. But it also increases nitrogen availability and other limiting nutrients and adds to the process of eutrophication. Therefore, the results evaluating the effects of liming are ambivalent. The problem can only be solved by a reduction in N deposition.

From a nature conservation standpoint it is of particular concern that liming is done on oligotrophic forest communities which are naturally low in base substrates. These habitats need to be protected from the addition of lime. In mesotrophic clay soils susceptible to acidification, liming can be occasionally tolerated. The enrichment with P and K means fertilisation and is therefore not acceptable. In order to weigh the impacts of forest liming, unlimed control plots should be established. In the light of today's relatively high forest growth rates further funding for forest liming should be reassessed.

Keywords: Acidification, Central Europe, eutrophication, forest ecology

Zusammenfassung

Der Eintrag starker anorganischer Säuren in Wälder führte zu tiefen pH-Werten und hohen Al^{3+} -Konzentrationen im Boden. Dem versuchte man in Deutschland seit den 1980er Jahren durch Kalkung unter Verwendung dolomitischer Kalke zu begegnen. In den ersten Jahren nach Kalkung werden organische Auflagen abgebaut und die darin enthaltenen Nährstoffe, v. a. Stickstoff (N), mobilisiert und teils im humosen Oberboden gespeichert, teils aufgenommen, teils ins Grundwasser ausgewaschen. Die Bodenvegetation reagiert auf Kalkung

mit einer Zunahme an nährstoff- und stickstoffliebenden Arten, Azidophyten gehen zurück. Die Artenzusammensetzung von Mykorrhizapilzen und Bodenfauna verändern sich vollständig. Die Baumwurzeln ziehen sich in den mineralischen Oberboden zurück. Bis die basischen Kationen eine Tiefe von 30 cm erreichen, vergehen viele Jahre.

Seit 1990 gingen die Depositionen an Schwefel (S) stark zurück, doch der N-Eintrag blieb bis heute auf hohem Niveau. In Nadelbaumbeständen ist der N-Eintrag wesentlich höher als in Laubwäldern oder im Freiland. Hohe N-Einträge tragen zur fortdauernden Bodenversauerung bei, zugleich eutrophieren sie Waldökosysteme, welche von Natur aus N-limitiert sind. Das verstärkte Wachstum der Waldbestände zieht einen erhöhten Bedarf an anderen Nährstoffen nach sich. In vielen Wäldern wird die kritische Belastungsgrenze („critical load“) des Eintrags von ca. 10 bis 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ überschritten. Solche Wälder werden mit N übersättigt und geben überschüssiges Nitrat, das nicht im Humus eingebaut oder von der Waldvegetation aufgenommen wird, ans Grundwasser ab.

Bis heute werden in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hessen, Niedersachsen, Sachsen, Nordrhein-Westfalen, Thüringen und neuerdings Sachsen-Anhalt große Waldflächen mit drei bis vier Tonnen dolomitischen Kalk pro Hektar und Jahrzehnt gekalkt. Ziel ist es, eine weitere säurebedingte Verwitterung von Tonmineralen zu verhindern und die Vitalität der Waldbestände zu erhöhen. Oftmals werden dem Kalk auch Phosphor- (P) und/oder Kaliumverbindungen (K) beigemischt.

Bayern, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern verzichten auf Waldkalkungen oder wenden sie nur in sehr spezifischen Fällen an. Die mitteleuropäischen Hauptbaumarten Buche, Fichte, Wald-Kiefer, Tanne und Eichen sind dort ähnlich vital, da diese edaphisch eine weite ökologische Amplitude besitzen. Analysen von Blatt- und Nadelspiegeln belegen eine geringe, doch ausreichende Nährelementversorgung selbst auf den sauersten Waldböden.

Heute stellt nicht Bodenversauerung, sondern N-Eutrophierung (und Klimawandel) die Hauptgefährdung der Waldökosysteme dar. Eutrophierung gefährdet die Lebensgemeinschaften auf schwach gepufferten Böden in besonderem Maße, insbesondere oligotrophe Kiefern- und Eichenwälder.

Kalkung in eutrophierten Wäldern wirkt der Versauerung entgegen und führt langfristig zu tieferer Durchwurzelung. Zugleich jedoch verbessert sie angesichts hohen N-Eintrags die Verfügbarkeit limitierender Nährstoffe und verstärkt dadurch die Auswirkungen der Eutrophierung. Daher fällt die Bewertung der Kalkung ambivalent aus. Nur eine Reduzierung des N-Eintrags stellt eine wirklich gute Lösung dar.

Aus Naturschutzsicht besonders bedenklich ist Waldkalkung auf natürlich basenarmen Substraten und ihren oligotraphen Lebensgemeinschaften. Deren Habitats müssen durch Pufferzonen und angepasste Verabreichungstechniken gegen Kalkeinträge geschützt werden. Auf bestimmten mesotrophen, aber versauerungsanfälligen Lehmböden kann Kalkung fallweise toleriert werden. Die Anreicherung mit P und K entspricht einer Düngung und ist daher nicht akzeptabel. Um die Auswirkungen von Waldkalkung abwägen zu können, sollten ausreichend große ungekalkte Kontrollflächen ausgewiesen werden. Angesichts eines heute relativ hohen Waldwachstums sollte eine weitere Förderung von Waldkalkung überdacht werden.

Schlüsselwörter: Bodenversauerung, Eutrophierung, Mitteleuropa, Waldökologie

1 Einleitung

In den humiden gemäßigten und borealen Zonen ist die Bodenversauerung, je nach Puffervermögen der Ausgangsgesteine, ein natürlicher, aber nach menschlichen Maßstäben äußerst langsamer Prozess (CATT 1985, ULRICH 1986). Der Mensch hat das Ausmaß der natürlichen, prähistorischen Bodenversauerung durch Entzug und Eintrag von Stoffen verändert (REHFUESS 1990). Um die Ansprüche der Kulturpflanzen zu befriedigen, wurden landwirtschaftliche Nutzflächen gedüngt und gekalkt. Im Gegensatz dazu wurden den meisten Wäldern und vielen extensiv genutzten Grasländern und Heiden in der präindustriellen Periode durch Waldweide und Streunutzung systematisch Nährstoffe entzogen. Über Jahrhunderte gab es einen Nährstofftransport vom Wald über die Einstreu in den Viehställen auf die Gärten, Äcker und Mähwiesen (GLATZEL 1991), und es kam zu einer „Verhagerung“ der Böden (Verarmung an Basen, N und P) weit über das natürliche Maß hinaus (DZWONKO & GAWRÓNSKI 2002).

Im Verlauf der Industrialisierung und der damit einhergehenden Modernisierung der Landwirtschaft wurden die degradierenden Nebennutzungen nach und nach verboten und im Lauf der Nachkriegszeit eingestellt. Dies leitete eine langsame, bis heute andauernde Regeneration der degradierten Waldböden ein. Auch der seit dem 19. Jahrhundert stark angestiegene Anbau von Fichte und Kiefer hat durch ökosysteminterne Mobilisierung von gelösten Huminstoffen zur Versauerung und Basenverarmung der obersten Bodenschichten beigetragen (NIHLGARD 1970, KREUTZER 1972, MATZNER & MEIWES 1994, AUGUSTO et al. 2002, HOFMEISTER et al. 2008).

In der Forstwirtschaft wurde und wird der Bodenversauerung besondere Beachtung geschenkt, da sie als eine Hauptursache für die neuartigen Waldschäden der 1980er Jahre angesehen wurde (ULRICH 1985) und viele Funktionen der Waldökosysteme und der angrenzenden Gewässer besonders beeinflussen kann. In vielen Gebieten wird daher

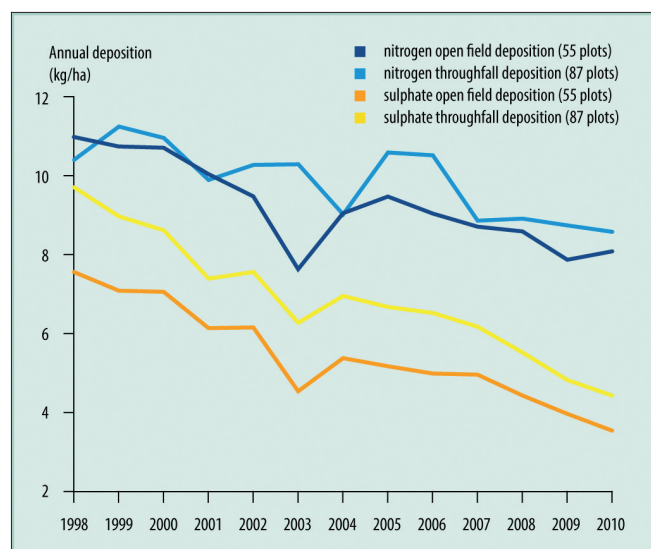


Abb. 1: Entwicklung der Deposition von Sulfat und anorganischem Stickstoff (NO₃-N und NH₄-N) im Freiland und im Bestand auf Probeflächen aus ganz Europa zwischen 1998 und 2010 (FISCHER et al. 2012).

Fig. 1: History of deposition in Europe of sulfate and inorganic nitrogen (NO₃-N and NH₄-N) in open areas and forests on plots between 1998 and 2010 (FISCHER et al. 2012).

versucht, negative Folgen anthropogen bedingter Säureeinträge durch Waldkalkung zu mindern.

Auf der anderen Seite hat sich in den letzten Jahrzehnten die Nährstoffverfügbarkeit in praktisch allen mitteleuropäischen Ökosystemen durch die Komplexwirkung von Bewirtschaftungsänderungen, erhöhten atmosphärischen Gehalten an CO_2 , hohen Einträgen an N-Verbindungen und Rückgang des Eintrages an Stäuben und S sowie Klimaänderungen drastisch verändert (BIRKHOFER & WOLTERS 2010). Dies hat natürlich auch erhebliche Auswirkungen auf die Konkurrenzbeziehungen zwischen den Arten und auf die Wachstumsprozesse in den mitteleuropäischen Wäldern.

Im Folgenden werden daher für mitteleuropäische Waldökosysteme die Einflüsse von Versauerung und Eutrophierung

sowie ihre Interaktion dargestellt. Vor diesem Hintergrund werden die Argumente für und wider eine Waldkalkung aufgezeigt und diskutiert.

2 Säureeinträge und Versauerung der Waldböden

Starke Säuren wie die aus Verbrennung stammende Schwefel- oder Salpetersäure wurden verstärkt seit den 1950er mit einem Maximum Ende der 1970er Jahre in Wälder eingetragen. Verstärkt wurde der Säureeintrag durch die zunehmende Ausfilterung der neutralisierend wirkenden Stäube. Dies führte zu pH-Werten unterhalb des Aluminium(Al)-Pufferbereiches ($\text{pH} < 4,2$), zu Freisetzung von Al-Kationen aus den Tonmineralien und zu Auswaschung von SO_4^{2-} und NO_3^- , begleitet von

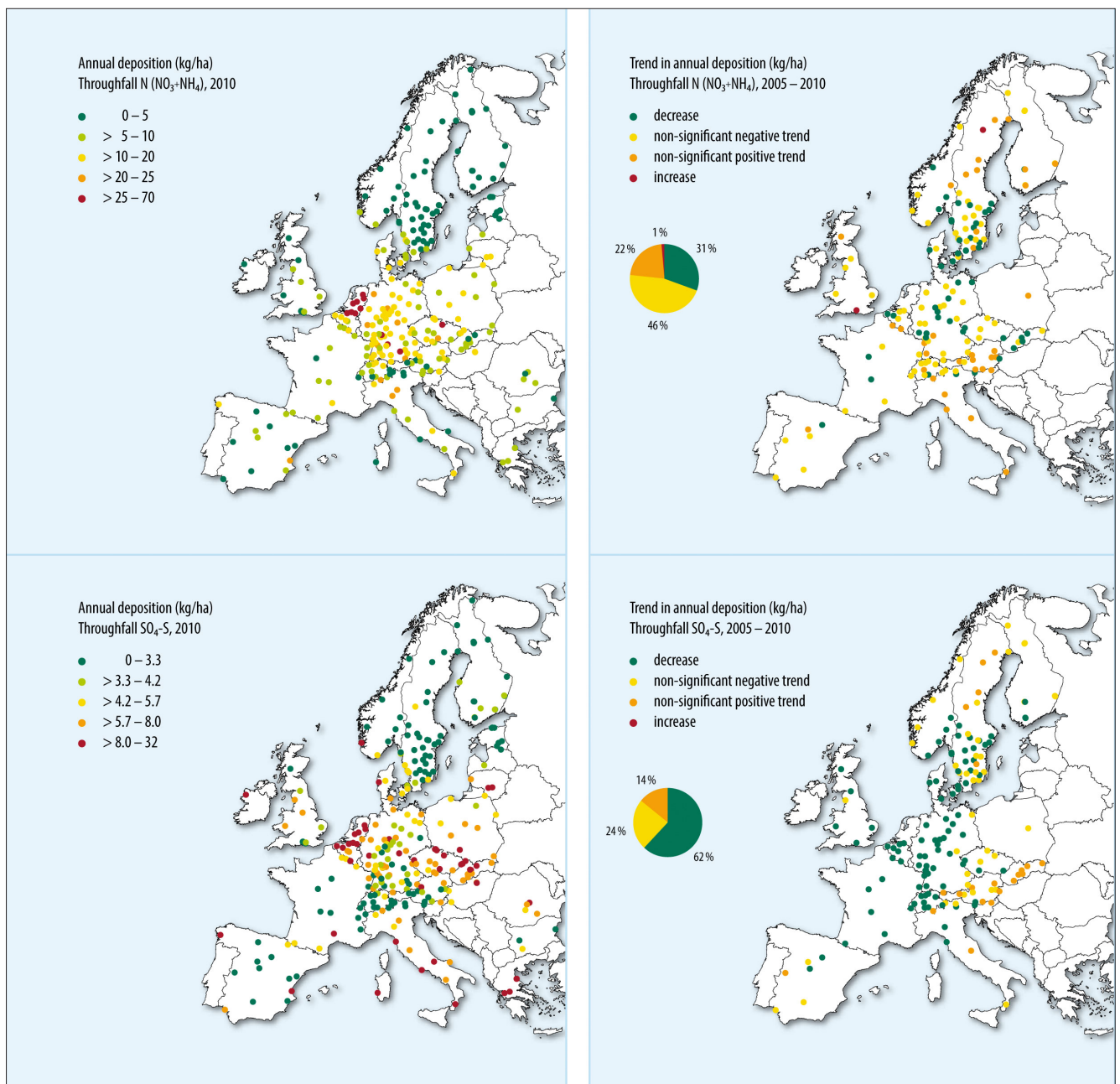


Abb. 2: Bestandesdeposition von anorganischem Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$) und Sulfat-Schwefel auf Versuchsflächen in ganz Europa im Jahre 2010 sowie Trend im Zeitraum 2005–2010 (FISCHER et al. 2012).

Fig. 2: Deposition of inorganic N ($\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$) and sulfate sulfur in test plots in forest stands throughout Europe in 2010, and the deposition trend between 2005 and 2010 (FISCHER et al. 2012).



Abb. 3, 4: Kalkung eines Fichtenaltbestandes in Altensteig (Ldkr. Calw, Baden-Württemberg), 2004. Photo: Carl Höcke, Hannover.

Fig. 3, 4: Liming a spruce forest in Altensteig (rural district Calw, federal state Baden-Wuerttemberg), 2004. Photo: Carl Höcke, Hannover.

Al^{3+} bzw. Ca^{2+} oder Mg^{2+} aus den Waldböden (ULRICH 1985, BILLET et al. 1990, BUBERL et al. 1994, PUHE & ULRICH 2001, HEISNER et al. 2003, VON WILPERT 2003, BRUMME & KHANNA 2012, FRACEK & MOSIMANN 2013). Kronenverlichtungen und Vergilbungen im Zuge des „Waldsterbens“ der 1980er Jahre wurden maßgeblich auf Bodenversauerung zurückgeführt (ELLENBERG et al. 1986, SCHULZE 1989, REHFUESS 1995).

Heute sind die eingetragenen Säuremengen europaweit stark zurückgegangen. In Deutschland gingen die S-Emissionen von 5292 t im Jahr 1990 auf nur mehr 445 t in 2011 zurück (UBA 2013). Die S-Einträge liegen heute in Mitteleuropa zwischen 3,3 und 8 kg Sulfat-S je Hektar und Jahr (FISCHER et al. 2012). In Baden-Württemberg sind die S-Einträge auf ein langfristig tragbares Niveau gefallen (LUBW 2013b, VON WILPERT 2013). Demgegenüber führen BLOCK & GAUER (2012) für Rheinland-Pfalz noch immer hohe Sulfatschwefel-Einträge zwischen 10 und 20 kg je Hektar und Jahr an.

Die N-Einträge dagegen nahmen überall nur leicht ab und verharren auf einem hohen Niveau (Abb. 1, 2). Angesichts dieser immer noch hohen N-Einträge wird für Niedersachsen für 2011 ein Gesamtsäureeintrag von 1 bis 2,5 kmol_c je Hektar und Jahr angegeben (NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT 2013), für Baden-Württemberg Werte von 0,9 kmol_c je Hektar Waldfläche und Jahr (FORSTBW 2013),

also ein sehr niedriges Niveau. Umstritten ist das Ausmaß der Säurewirkung des N-Eintrages (MARSCHNER 2012), da N im Gegensatz zu S metabolisiert wird.

In vielen Regionen nimmt die Basensättigung der Böden bis heute weiter ab, so z. B. in der Schweiz (BRAUN et al. 2012). Jedoch ist selbst bei „tragbaren“ sauren Immissionsbelastungen der aktuelle pH-Wert vieler Waldböden immer noch sehr niedrig. Diese niedrigen pH-Werte stellen sozusagen eine „Altlast“ der Emissionen und der nutzungsbedingten Versauerung dar. Daraus resultieren bis heute Säureausträge, und die Basenauswaschung übersteigt insbesondere auf Böden mit schwacher Mineralausstattung wie etwa Buntsandstein (KOLB & GÖTTLEIN 2012, BLOCK & MEIWES 2013) oftmals noch die natürliche Neutralisationskapazität durch Silikatverwitterung, welche zwischen <0,1 und 1,6 kmol Ionenäquivalent je Hektar und Jahr beträgt (LfU 1997, AUGUSTIN & ACHERMANN 2012).

3 Kompensationskalkung

Auf der Basis von Ökosystembilanzen schlug ULRICH (1986, 1987) vor, die anthropogenen Säureinträge bzw. defizitären Kationenbilanzen durch Kalkung zu kompensieren. Insbesondere in den 1990er Jahren kam es zu flächendeckenden, umfangreichen Waldkalkungen in vielen Gebieten Deutschlands (Abb. 3, 4).

3.1 Wirkungen von Kalkung auf den Boden

Nach einer Kalkung steigen pH-Wert und Basensättigung des Bodens an und die Vorräte an basisch wirkenden Kationen Ca^{2+} und Mg^{2+} nehmen zu (IMMER et al. 1993, MINDRUP & MEIWES 1995, EVERS et al. 2013). Allerdings wird der Kalk nur langsam in die Tiefe verlagert (KREUTZER 1995) und die Wirkungen beschränken sich auf vielen Standorten auf die organische Auflage und den obersten Bereich des Mineralbodens bis in etwa 30 cm Tiefe (LORENZ et al. 2001 a, b, HUBER et al. 2006, GUCKLAND et al. 2012, EVERS et al. 2013).

Erst nach mehreren Jahren können dann auch tiefere Bodenschichten erreicht werden und dort die Basensättigung etwas erhöhen (EVERS & PAAR 2013, HUBER et al. 2006). Für arme Buntsandsteinböden konnte eine gering verbesserte Mg-Versorgung bis in 90 cm Bodentiefe gemessen werden (BLOCK & GAUER 2012).

Neben der Säureneutralisierung und Erhöhung der Basenversorgung führt Kalkung zu einer Intensivierung des Bodenlebens und damit in der Regel zu einer verstärkten Umsetzung des Auflagehumus. Am Standort Höglwald in Südbayern war 20 Jahre nach Ausbringung des Kalkes 50 % des C-Vorrats der Moderauflage umgesetzt (HUBER et al. 2006). Die Kalkung wirkt sich auf Rohhumus besonders stark aus und auf vielen Flächen wurde nach Kalkung der Rohhumus in den letzten Jahrzehnten zu Moder um- und abgebaut (KRAFT et al. 2003, RINEAU & GARBAYE 2009). Damit beschleunigt die Kalkung die vielerorts ablaufende Entwicklung Richtung Moder. In vielen Gebieten Mitteleuropas wie z. B. im Schwarzwald kommt Rohhumus heute nur noch selten vor. Mit der Änderung der Humusform ist auch eine Verengung der C/N-Verhältnisse verbunden. Das C/N-Verhältnis sinkt von etwa 22 im Rohhumus auf 17 im Moder und 14 im Mull (HILDEBRAND 1994).

Beim Abbau der organischen Substanz werden große Mengen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) (ANDERSSON

& NILSSON 2001, LUNDSTRÖM et al. 2003) und organischen Stickstoff (DON) freigesetzt. Im weiteren Verlauf der Sickerung nehmen DOC und DON stark ab und sind im tieferen Mineralboden an der Nachweisgrenze. Der organische N wird dabei teilweise in Nitrat umgewandelt. Auf stickstoffübersättigten Standorten kann das gebildete Nitrat nicht mehr vollständig von der Vegetation aufgenommen werden und es kommt zur Auswaschung (HUBER et al. 2006, HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER 2000, GEIBE et al. 2003, ARMBRUSTER et al. 2000). Dieses Nitrat gelangt in tiefere Bodenschichten und kann ins Grundwasser eingetragen werden. Insbesondere bei hohem Wassergehalt und Sauerstoffmangel wird das Nitrat in tieferen Bodenschichten durch Denitrifikation zunehmend mikrobiell umgebaut (HILDEBRAND 1994). Dabei entsteht neben elementarem Stickstoff (N_2) auch das klimawirksame Lachgas N_2O (PAPEN & BUTTERBACH-BAHL 1999).

3.2 Ziele der Waldkalkung – Kompensation oder Wiederherstellung?

Ziele der Waldkalkung waren von Anfang an eine Neutralisation des durch SO_2 und NO_x erfolgten Säureeintrages zur Vermeidung von Schäden an Boden und Bestand, sowie ein Ausgleich von Magnesiummängeln (Gelbnadeligkeit der Fichte) als Folge der verstärkten säurebedingten Auswaschung (ULRICH 1987, OREN & SCHULZE 1989), damit eine Stabilisierung des ökosystemaren Stoffhaushalts. Mit der Verordnung über den Betrieb von Großfeuerungsanlagen aus dem Jahr 1983 wurden das SO_2 und das NO_x durch Filteranlagen aus der Abluft von Kohlekraftwerken stark reduziert. Damit sanken die SO_2 -Emissionen zu Beginn der 1990er Jahre auf ein vorindustrielles Niveau. Die mittleren Sulfateinträge in Europa sanken danach weiter von ca. 8 kg S je Hektar und Jahr im Jahr 1998 auf etwa 3 kg S je Hektar und Jahr im Jahr 2010 (FISCHER et al. 2012). Die NO_x -Emissionen aus Verbrennungsprozessen, insbesondere dem Verkehr, nahmen bereits seit Anfang der 1990er Jahre (SCHULZE & ULRICH 1991) ebenfalls leicht ab. Die Gesamtemissionen an anorganischem Stickstoff blieben aber auf einem relativ hohen Niveau, vor allem aufgrund gestiegener Ammonium-Ausgasungen aus der Landwirtschaft (UBA 2011, Abb. 1).

Mit dem Rückgang der Säureinträge haben seit den 1990er Jahren die „Waldschadenssymptome“ der 1980er Jahre stark abgenommen. Selbst auf Böden im Aluminiumpufferbereich zeigen die Bäume heute nur selten akute Ernährungsstörungen (FISCHER et al. 2012, DAMMANN et al. 2013). Zurückzuführen ist dies teilweise auch auf inzwischen erfolgte Waldkalkungen. Jedoch zeigen auch ungekalkte Bestände heute nicht mehr diese Schadsymptome der „Gelbnadeligkeit“. Dies ist weniger auf eine Verbesserung der Bodenzustände, sondern vermutlich auf den niedrigeren SO_2 -Eintrag zurückzuführen, was u. a. eine verringerte Kationenauswaschung aus den Nadeln („Leaching“) zur Folge hat.

Setzt man einen relativ niedrigen Schwellenwert für Mg-Mangel an, so gibt es heute nur wenige Mangelstandorte (FISCHER et al. 2012, Abb. 5) und das Argument „Nährstoffmangel“ für die Kalkungsnotwendigkeit entfällt zunehmend. Allerdings verwenden verschiedene Autoren unterschiedliche Schwellenwerte für Mg-Mangel (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 2003, KRAUSS et al. 2005, STETTER 2010, MELLERT & GÖTTLEIN 2012).

Waldkalkungen wirken zwar immer noch säureneutralisierend, jedoch dienen sie heute zunehmend nicht mehr der Kompensation akuter Schäden durch Säureinträge. Die

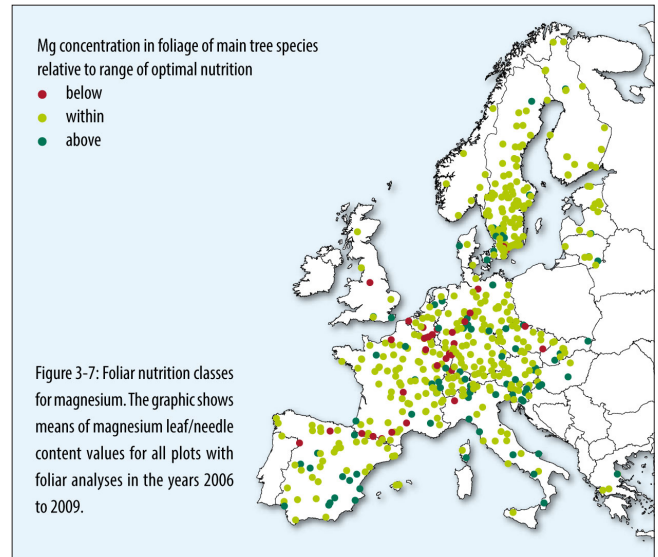


Abb. 5: Blatt- bzw. Nadelspiegelwerte von Magnesium (Mg). Nur in wenigen Regionen in Deutschland ist Magnesium Mangelfaktor (aus FISCHER et al. 2012).

Fig. 5: Leaf- and needle analyses results for Mg. Only few regions in Germany show Mg deficiency (from FISCHER et al. 2012).

ursprüngliche Begründung für die Kalkung, die Kompensation aktueller Belastungen, wird damit zunehmend durch das Argument abgelöst, dass im Boden „gespeicherte“ Säurelasten regeneriert werden müssen.

In Bayern werden Waldkalkungen nur bei akutem Nährstoffmangel durchgeführt. In anderen Bundesländern wie Rheinland-Pfalz oder Baden-Württemberg sollen Waldkalkungen den ursprünglichen Bodenzustand mit seinen Funktionen wieder herstellen (BLOCK & GAUER 2012, VON WILPERT 2013). Es wird erwartet, dass sich mit Waldkalkungen mittelfristig Basensättigung und pH-Wert anheben lassen, die Waldbäume tiefer wurzeln und sich das natürliche Regenerationspotenzial der Böden verbessert (VON WILPERT 2013). Durch Vertiefung des Wurzelraumes, durch stabile Speicherung und Aufnahme von Basen und Nährstoffen sowie günstigere Bodenstrukturen soll sich die Resistenz der Waldökosysteme gegen Sturmereignisse und andere Klimaextreme, insbesondere Trockenperioden, erhöhen. Weiterhin sollen die negativen Wirkungen von „Säurelasten“ im Unterboden (z. B. Umbau der Tonminerale) und Grundwasser (z. B. hohe Aluminiumgehalte) reduziert werden (ALEWELL et al. 2000).

3.3 Kalkungspraxis

Höhepunkt der Waldkalkungspraxis war das Jahr 1991, als deutschlandweit 191.000 ha an Waldfläche gekalkt wurden. Heute liegt dieser Wert bei etwa 60.000 ha, wie eine Umfrage bei den Bundesländern im Jahr 2013 ergab. Bei Waldkalkungen in Wäldern werden normalerweise 3–4 t/ha dolomitische Kalke ausgebracht. Die dolomitische Kalkmischung wird auf vielen Flächen als „Forst-Sondermischung“ mit Kalium oder Phosphat angereichert (vgl. NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT 2010, KORINTH in BADISCHE ZEITUNG 2013), so auf lehmiger Altmoräne in Oberschwaben und oligotrophen Braunerden im Schwarzwald.

Trotz des Rückgangs der versauernden Schwefelmissionen werden in manchen Bundesländern Waldkalkungen immer noch in großem Ausmaß durchgeführt, darunter in Rheinland-Pfalz, Hessen, Niedersachsen, Sachsen, Nordrhein-Westfalen, Thüringen und seit kurzem auch wieder in Sachsen-Anhalt. Beispielsweise werden in Baden-Württemberg heute 680.000 Hektar (= 45 % der Landeswaldfläche) als kalkungswürdig angesehen (VON WILPERT 2013), und bis 2020 sollen etwa 21.000 ha pro Jahr gekalkt werden (VON WILPERT 2013). Diese Zielsetzung soll auch in der zur Zeit diskutierten Naturschutzstrategie von Baden-Württemberg festgeschrieben werden.

Indikator der Kalkungsnotwendigkeit ist in Baden-Württemberg eine geringe Basensättigung im Unterboden, aus der die Säure- und Al^{3+} -Konzentration abgeleitet wurde. Referenzzustand sind pH-Werte aus den 1920er Jahren (FRANK 1927). Allerdings wurden diese nicht flächenrepräsentativ erhoben und spiegeln insbesondere die submontane Höhenstufe wider, können daher nicht als valide Referenz für einen vorindustriellen Bodenzustand fungieren.

In Hessen und Niedersachsen wird Kalkung insbesondere für mesotrophe und schwach mesotrophe Standorte mit schluffig-lehmigen Böden empfohlen, in denen eine geringe Basensättigung auf hohe Mengen gespeicherter Säure hinweist (EVERS et al. 2013).

Kriterium für eine mögliche Kalkung in Bayern sind Mängel bei basischen Nährstoffen in Blättern oder Nadeln der Hauptbaumarten, einhergehend mit geringer Basensättigung und Versauerung in allen Bodenhorizonten (KÖLLING 2010 a). Mangelernährung tritt jedoch nur auf einem kleinen Teil der Waldfläche auf (BROSINGER 2010) und auch auf tiefgründig versauerten Böden sind meist keine sichtbaren Schäden (Vergilbungen) erkennbar. In der Praxis wird Kalkung deshalb nur auf vergleichsweise geringen Flächen mit verarmten Böden und deutlichem Nährstoffmangel gefördert (BROSINGER 2010). Im Übrigen vertraut Bayern auf die natürlichen Regenerationsprozesse im Boden und auf die positiven Wirkungen der verstärkten Beteiligung von Laubbäumen (Waldumbau).

Auch in anderen Bundesländern (Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt) wird mit ähnlicher Begründung die Waldkalkung nicht oder nur sehr restriktiv durchgeführt. In anderen europäischen Ländern wird die Waldkalkung ebenfalls kontrovers diskutiert mit dem Ergebnis, dass mit wenigen Ausnahmen wie z. B. Tschechien keine flächig bedeutsamen Waldkalkungen durchgeführt werden (HUBER et al. 2004) oder sogar wie in der Schweiz per Waldgesetz verboten sind.

Die großen Unterschiede in der Kalkungsintensität zwischen den Bundesländern lassen sich rein naturräumlich (z. B. Anteil saurer Standorte) nicht erklären, sondern hängen entscheidend von der Kalkungsindikation ab. Länder wie Bayern, wo der Zustand der Bäume sozusagen als Bioindikator für eine Kalkungsnotwendigkeit herangezogen wird, kommen zu wesentlich geringeren Kalkungsflächen als Länder, die primär Bodenkennwerte oder Stoffbilanzen heranziehen.

4 Säuretoleranz der heimischen Waldbäume

Ein Zusammenhang einer starken Versauerung und geringer Basenausstattung der Böden mit Magnesiummangel, reduziertem Baumwachstum und Kronenverlichtung wurde

von vielen Autoren beschrieben, so für Fichten (ROST-SIEBERT 1985) und Buchen (HOVMAND & BILLE-HANSEN 1999). Die Durchwurzelungstiefe nimmt auf sauren Böden tendenziell ab, was zu höherer Sturmwurfgefährdung führen kann (BRAUN et al. 2005).

Das auf stark sauren Böden vorkommende freie Al^{3+} wird von vielen Autoren als direkt toxisch wirkend für das Wurzelwachstum gesehen (GOBOLD et al. 1988, GRAF PANNATIER et al. 2004), insbesondere in Laborexperimenten (KOCHIAN et al. 2005). Auch Mykorrhizapilze reagieren empfindlich auf Al^{3+} -Toxizität (RAPP & JENSCHKE 1994). Al^{3+} konkurriert mit anderen Kationen wie Mg^{2+} und Ca^{2+} auf den Austauschern im Boden und behindert die Nährstoffaufnahme durch Feinwurzeln (GÖRANSSON & ELDHUSET 1995).

Überraschenderweise konnte die toxische Wirkung von Al^{3+} in Feldversuchen für Buchen und Fichten nicht bestätigt werden (WARGO et al. 2003, LEUSCHNER et al. 2004, NYGAARD & DE WIT 2004, ELDHUSET et al. 2006). Bei sehr niedriger Basenversorgung und Ca/Al-Relation sind die Feinwurzeln von Buchen im Mineralboden allerdings weniger stark verzweigt, sie besitzen weniger Wurzelspitzen und scheinen demnach weniger effektiv in ihrer Aufnahmefunktion zu sein, dies aber in besser versorgten Bodenhorizonten (RICHTER et al. 2007) oder durch unterschiedliche physiologische Aufnahmekapazität der Wurzeln in verschiedenen Bodentiefen (GÖRANSSON et al. 2006) ausgleichen zu können.

Widersprüchliche Aussagen hinsichtlich der Toleranz gegenüber Al^{3+} liegen für die Fichte vor (NOWOTNY et al. 1998, JENTSCHKE et al. 2001, MAKKONEN-SPIECKER 1985). Bei Fichte zieht sich der Hauptwurzelhorizont bei Versauerung zunehmend in die organische Auflage zurück, da der Nährstoffumsatz dort höher ist (PUHE 1994, MATZNER & MURACH 1995, JENTSCHKE et al. 2001, GOBOLD et al. 2003, BRAUN et al. 2005). Experimentell konnte in einigen Fällen gezeigt werden, dass niedere Ca/Al-Relationen und hohe Al^{3+} -Konzentrationen das Wachstum junger Fichten reduzieren (JENTSCHKE et al. 2001). Andere Studien dagegen erbrachten ein abweichendes Ergebnis, nämlich dass sich die toxische Wirkung von Al^{3+} -Ionen in stark sauren Waldböden aufgrund von Komplexierung durch organische Säuren stark verringert und Fichtenwurzeln daher nicht direkt geschädigt werden (HAHN & MARSCHNER 1998, DE WIT et al. 2001), ihre Lebensdauer jedoch kürzer ist (GOBOLD et al. 2003). Unklar ist, ob Laubbäume auf sauren Böden ebenfalls diese Tendenz zeigen.

Der Zuwachs kann bereits unterhalb von mittleren Basensättigungen geringer werden (EVERS et al. 2008). Angegeben wird ein Zuwachsrückgang für die Buche sogar bereits unterhalb einer Basensättigung von 40 % (FLÜCKIGER & BRAUN 1999), jedoch wird erst bei sehr geringen Werten (<3,3 % Basensättigung) die Nährstoffmangelgrenze der Buche erreicht (LEUSCHNER et al. 2006).

Diesen eher regionalen Befunden stehen die Erkenntnisse großräumiger Inventuren entgegen, die zeigen, dass die Hauptbaumarten trotz der regionalen Einflüsse von Bodenversauerung ein gesteigertes Stammwachstum zeigen (BMVEL 2004, SPIECKER et al. 1996, SPELLMANN 2013). Gleichzeitig zeigte sich bereits im Verlauf der 1990er Jahre, dass Waldbäume auch auf stark basenverarmten Böden oftmals einen besseren Kronenzustand hatten als erwartet, verbunden mit unerwartet hohen Nadelspiegelwerten an Ca und Mg (TAMM et al. 1995, 1999, HEISNER et al. 2004).

Dies deutet darauf hin, dass verschiedene Mechanismen dazu beitragen, dass viele Waldbäume mit sauren Bodenverhältnissen gut zurechtkommen. So kann das Bodenskelett deutlich mehr zur Ernährung der Bäume beitragen als bisher vermutet (KÖHLER et al. 2000, HEISNER et al. 2004), allerdings nur auf Gesteinen mit guter Mineralausstattung wie etwa Gneisen oder Vulkaniten (vgl. BLOCK & GAUER 2012). Mykorrhizapilze sind offensichtlich in der Lage, das Nährstoffreservoir vieler Gesteine durch die Produktion organischer Säuren zu erschließen und Nährstoffe symbiontisch direkt an ektomykorrhizierte Waldbäume weiterzugeben (JONGMANS et al. 1997, KOTTKE et al. 1998, VAN BREEMEN et al. 2000, LANDEWEERT et al. 2001, ROSLING 2009, KOELE et al. 2009, 2010). So können z. B. aus Apatit Phosphor und aus Plagioklas Calcium mobilisiert und über Ektomykorrhiza-Pilze an Waldbäume weitergegeben werden (BLUM et al. 2002). Auf der anderen Seite besitzen die Bäume die Möglichkeit, sich über Wurzelexudate an Wurzelspitzen (Mucilage) und über die Symbiose mit ektotrophen Mykorrhiza-Pilzen ein spezielles Mikromilieu in der Rhizosphäre zu schaffen, das die Nährstoffaufnahme erleichtert und Aluminium detoxifiziert (KREUTZER 1995). Gleichzeitig stabilisiert freies Al^{3+} vorhandene Grobporen stark saurer Böden, weshalb auch saure Böden oftmals tiefgründig gut durchwurzelbar sind (GÄRTIG & HILDEBRAND 2003).

Dies relativiert die Gefährdung der Waldbäume durch Bodenversauerung. Viele Baumarten tolerieren freies Aluminium (KAUPPI et al. 1992, NYBERG et al. 2001), besiedeln auch von Natur aus stark saure Böden (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010) und zeigen trotz tiefer pH-Werte im Oberboden sehr gute Wuchsleistungen (z. B. HUBER et al. 2004). Zu den säure- und Al^{3+} -toleranten Arten gehören insbesondere die Hauptbaumarten Fichte (KREUTZER 1995), Buche (LEUSCHNER et al. 1993, LEUSCHNER & HERTEL 2003, RICHTER et al. 2011), Tanne (BOUDOT et al. 1994), Kiefer (HÖGGER et al. 2006) und Eiche (GÄRTIG & HILDEBRAND 2003).

5 Eutrophierung der Waldökosysteme

Deutschlandweit ist heute ein anhaltend hoher Eintrag von N-Verbindungen zu beobachten (UBA 2011). In Baden-Württemberg beträgt der durchschnittliche N-Eintrag durch nasse Deposition etwa 10 bis 20 kg N je Hektar im Jahr 2010 (FISCHER et al. 2012), nach anderen Quellen durchschnittlich 22,4 kg N je Hektar und Jahr (FORSTBW 2013). Für Niedersachsen wurden Freilandeinträge zwischen 6 und 12 kg N je Hektar, im Bestand zwischen 12 und 21 kg N je Hektar für das Jahr 2011 angegeben (SCHELER & MEESENBURG 2013). Rund 2/3 stammen aus der Landwirtschaft (Ammonium, NH_3), 1/3 kommen aus Verbrennungsprozessen in Haus, Industrie oder Verkehr (NO_x). Durch zusätzliche N-Aufnahme im Kronenbereich ist in Mitteleuropa sogar mit durchschnittlich 50 (20–80) kg N je Hektar und Jahr an Einträgen in Wäldern zu rechnen (MELLERT 2012, HARRISON et al. 2000).

Zum Vergleich: Vorindustriell wurden lediglich etwa 2 bis 10 kg N je Hektar und Jahr eingetragen (ABER et al. 1989, ABER 1992). Zum Vergleich: In der Landwirtschaft bewegen sich die Düngeempfehlungen für Fett- bzw. Intensivwiesen zwischen 50 bis etwa 300 kg an Stickstoff je Hektar und Jahr (DIEPOLDER 2007, LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN 2011). In landwirtschaftlichen Ökosystemen werden jedoch (im Unterschied zum Wald) Nährstoffe als Biomasse durch Ernte jährlich entzogen. Um die Wirkung des eingetragenen Stickstoffs im Ökosystem zu verstehen, ist es nötig, die

verschiedenen Wege des Ein- und Austrags und die Wirkung der einzelnen Stickstoff-Ionen zu beschreiben.

5.1 Ökophysiologische Wirkungen des Eintrags

Die biogeochemischen Wege und die physiologischen Wirkungen sind für nasse und trockene Deposition unterschiedlich (HORN et al. 1989).

Nasse Deposition

Die nasse Deposition wird mit dem Regen eingetragen und wird als Referenz über der Vegetation (in der Praxis meist auf einer benachbarten Freifläche) sowie im Bestand gemessen (EIDEN 1989). Die Bewirtschaftung, insbesondere die Baumartenwahl, hat dabei einen wichtigen Einfluss auf die Höhe der Einträge (ROTHER et al. 2002, DE VRIES et al. 2006). In Fichtenbeständen beträgt die nasse Deposition etwa 10 % des Stickstoffumsatzes des Baumbestandes (HORN et al. 1989), in Gebieten mit hohen N-Einträgen auch deutlich mehr (KREUTZER et al. 2009). Sie ist zwar gegenüber ökosysteminternen Prozessen von untergeordneter Bedeutung, stellt aber eine bedeutsame externe Düngung dar. Die nasse Deposition enthält vor allem Ammoniumnitrat, ist also chemisch fast neutral. Im Boden haben ihre beiden Komponenten jedoch eine unterschiedliche Wirkung.

Das Ammonium kann an Tonminerale gebunden werden und wird bevorzugt von Pflanzen aufgenommen. Die Aufnahme in die Pflanze erfolgt direkt über die Wurzeln und Mykorrhizapilze, deren Hyphen ein sehr aktives metabolisches System zur Verarbeitung des Ammoniaks besitzen. Diese Aufnahme von Ammonium in die Pflanze oder den Pilz geschieht gegen Abgabe von Protonen (versauernde Wirkung, MARSCHNER 1988, 2012). Vor allem Nadelgehölze nehmen bevorzugt Ammonium gegen Austausch von Protonen auf (SCHULZE 2000, SMITH & READ 2008) – Ammonium-Aufnahme fördert daher die Bodenversauerung.

Im Gegensatz zum Ammonium bindet das Nitrat als Anion nicht an die Bodenmatrix. Von den Holzgewächsen wird das Nitrat wenig genutzt, da die Baumarten mit Ektomykorrhiza eher das Ammonium aufnehmen (SMITH & READ 2008), Ammonium-Aufnahme fördert daher die Bodenversauerung. Die Aktivität ihrer Nitratreduktase und die Nitrataufnahme liegen daher bei der Fichte und der Buche in der Wurzel an der Nachweisgrenze (BAUER et al. 2000). Nur die Baumarten mit arbuskulärer Mykorrhiza (Esche, Ahorn) können Nitrat verarbeiten (STADLER et al. 1993, WANG & QUI 2006).

Auch die krautigen Pflanzen der Bodenvegetation nehmen Nitrat auf und können vorübergehend eine Nitrat-Auswaschung vermeiden. Sofern jedoch eine krautige Bodenvegetation fehlt, wird das Nitrat in der Auflage und im humosen Oberboden festgelegt (vermutlich aufgenommen durch Bodenorganismen), wie Lysimeteruntersuchungen im Naturwaldreservat „Limkerstrang“ (Niedersachsen) zeigen (vgl. auch MEIWES et al. 2002). Nach Überschreiten der „critical load“ ist allerdings die Aufnahmekapazität der Vegetation erschöpft und es kommt zur Auswaschung.

In der Stoffbilanz ist es nunmehr wichtig zu wissen, wie viel des ausgewaschenen Nitrats aus dem atmosphärischen Eintrag kommt. Anhand von Messungen des ^{18}O im Nitrat konnten DURKA et al. (1994) für das Fichtelgebirge zeigen, dass etwa 16 bis 30 % des Nitrats im Grundwasser aus dem

Niederschlag stammte, 70 bis 84 % des Nitrats wurden im Boden neu gebildet (Nitrifikation).

Die Nitratkonzentration nimmt mit der Bodentiefe teilweise ab (BLOCK & GAUER 2012), sie kann jedoch mit der Bodentiefe im Mineralboden auch ansteigen, wenn beim Abbau des löslichen organischen Kohlenstoffs im tieferen Mineralboden eine Nitrifikation stattfindet (HILDEBRAND 1994). Dabei ist es von funktioneller Bedeutung, ob eine Bodenvegetation ausgebildet ist, und ob die Bestockung aus Koniferen oder Laubbäumen besteht, oder ob es sich um einen Laubmischwald mit zur Nitrataufnahme befähigten Baumarten handelt (VON WILPERT 2008, SUTTON et al. 2011). Die Säureproduktion, -aufnahme und -austrag werden damit zu erheblichen Teilen als ökosystem-interner Prozess von der vorhandenen Vegetation bestimmt.

Bei krautigen Arten bewirkt der Co-Transport von Nitrat und Kationen bei der Aufnahme in die Wurzel keine Absenkung des pH-Wertes (MARSCHNER 1988).

Krautige Arten nehmen auch Ammoniumnitrat auf und wirken somit neutral. Sie speichern Nitrat für Zeiten, in denen wenig mineralischer Stickstoff im Boden zur Verfügung steht (SCHULZE & BLOOM 1984, SCHULZE et al. 1985). Holzgewächse mit Ektomykorrhiza dagegen speichern kein Nitrat.

Im Gegensatz zu der „Lehrmeinung“ über die Aufnahme mineralisierten Stickstoffs zeigen SMITH & READ (2008), dass der bevorzugte Weg der Stickstoffnutzung bei (Nadel-) Holzgewächsen mit Ektomykorrhiza die Aufnahme von Aminosäuren ist (NÄSHOLM et al. 1998, WALLENDÄ et al. 2000), d. h. die Mykorrhiza-Pilze scheiden Proteasen aus und bauen die tote organische Substanz direkt ab. Damit bleibt das Nitrat aus der Atmosphäre und aus der Nitrifikation im Mineralboden in der Bodenlösung und führt zu Versauerung. Dies ist aber vor allem abhängig von der dominierenden Hauptbaumart. Eschen und manche Ahorn-Arten nutzen Nitrat, da sie mit einer arbuskulären Mykorrhiza assoziiert sind (STADLER et al. 1983, WANG & QUI 2006), wohingegen Fichte, Kiefer, Buche und Eiche vor allem Ammonium und Aminosäuren nutzen (BAUER 1997).

Durch diesen konkurrierenden Prozess wird die mikrobielle Aktivität in den Böden herabgesetzt (HÖGGER & READ 2006). Im Gegensatz dazu wird bei Stickstoff-Überschuss (Sättigung) die Ektomykorrhiza zurückgebildet (HÖGGER et al. 2011).

Trockene Deposition

Die trockene Deposition betrifft die N-Verbindungen, die zu erheblichen Anteilen auch ohne Niederschlagsereignisse ins Ökosystem gelangen (KLEMM 1989). Das sind zum einen Gase, insbesondere NO_x und NH_3 , die über die Spaltöffnungen ins Blatt gelangen. Es sind weiterhin Salze, die sich auf der Blattoberfläche bilden (z. B. Ammoniumsulfat) und Stäube, die mit dem Wind eingetragen werden. Diese Ionen können bei Tau oder Nebel über einen Wasserfilm, der sich auf der Wand der Stomata ausbildet, ins Blatt gelangen (BURCKHARDT 2010), oder es bilden sich Wasserpfade in der Rinde aus, die bis zum Holzteil reichen (KLEMM 1989).

Abschätzungen der trockenen Deposition sind schwierig und unsicher. In Fichtenbeständen des Solling wurde in den 1980er Jahren die Aufnahme von 8 kg N je Hektar und Jahr gemessen (MATZNER 1988), wobei dort die gasförmige Aufnahme über die Stomata nicht berücksichtigt wurde. HARRISON

et al. (2000) schätzen, dass die trockene Deposition die nasse Deposition um den Faktor drei überschreitet. Ähnliche Größenordnungen werden aus stark belasteten Gebieten der Schweiz genannt (BRAUN et al. 2012).

Die trockene Deposition macht etwa 10 % des N-Umsatzes des Baumbestandes eines Waldes aus. Sie ist größer bei Nadelbäumen als bei Laubbäumen (VON WILPERT et al. 1996, HARRISON et al. 2002). Die trockene Deposition wird unabhängig davon, ob es sich um Nitrat- oder Ammonium-Ionen handelt, im Blatt assimiliert (GEBAUER et al. 2000) oder im Phloem bis zu den Wurzeln transportiert (RENNENBERG & GESSLER 1999). Folgen sind geringere N-Aufnahme aus dem Boden sowie Auswaschungen und Ausgasungen von N-Verbindungen. Die trockene Deposition ist, im Gegensatz zur Aufnahme durch die Wurzel, nicht durch einen Kationenaustausch ausgeglichen. Das bedeutet, dass die Pflanze zusätzliche Kationen über die Wurzel aufnehmen muss. Dies erfolgt vor allem im Austausch gegen Protonen. Die trockene Deposition verstärkt somit die Bodenversauerung besonders in der Rhizosphäre.

5.2 Austrag von Stickstoff

Je nach Standort und Bestand können in temperierten Wäldern eingetragene Stickstoffmengen zwischen etwa 5 und 18 kg je Hektar und Jahr langfristig in die Biomasse eingebaut werden (SCHULZE et al. 1989, AUGUSTIN 2005, FENN et al. 2008). Für sommergrüne Laubwälder werden hierfür Schwellenwerte („Critical Loads“) von 10–20 kg N je Hektar und Jahr angegeben (BOBBINK & HETTELINGH 2011). Diese Werte werden in vielen Regionen Mitteleuropas überschritten, insbesondere in Grünlandgebieten mit Güllewirtschaft (BLOCK 2002, 2006). Beispielsweise werden in Rheinland-Pfalz bei etwa 70 % der BZE II-Rasterpunkte im Mittel der Jahre von 2004 bis 2007 Einträge von >20 kg N je Hektar und Jahr gemessen, und 45 % der BZE II-Probeflächen wiesen Nitratausträge von >5 kg je Hektar und Jahr auf (BLOCK & GAUER 2012). In die Schweizer Wälder werden durchschnittlich 24 kg N je Hektar und Jahr eingetragen, daher auf über 95 % der Wirtschaftswälder die „Critical Load“ überschritten (AUGUSTIN & ACHERMANN 2012).

Der Anteil des N-Eintrags, der nicht von den Bäumen aufgenommen werden kann, wird zunächst teilweise von den anderen Kompartimenten des Ökosystems aufgenommen oder gespeichert. Insbesondere auf stark sauren Podsolböden werden große Mengen an Stickstoff von der Mooschicht aufgefangen und dann im Oberboden als Eisen-Humus-Komplexe gespeichert und immobilisiert, so in Wäldern (NADELHÖFFER et al. 2004, PROVIDOLI et al. 2006) und Heideökosystemen (FRIEDRICH et al. 2011a). Nach Erreichen der N-Sättigung, oftmals erst nach Jahrzehnten, wird der Nitratüberschuss ins Grundwasser ausgewaschen (ABER et al. 1998), wobei der Austrag in Nadelwäldern insbesondere in stickstoffbelasteten Gebieten denjenigen von Laubwäldern deutlich übersteigt (ROTHE et al. 2002). Weiterhin treten Ausgasungen von NO_x und N_2O auf (GASCHÉ & PAPEN 2012).

5.3 Wachstumsstimulation und Nährstoffdisharmonien durch Stickstoffsättigung

Nur wenige azonale mitteleuropäische Waldökosysteme sind von Natur aus in ihrem Wachstum nicht stickstofflimitiert, insbesondere Auen- und Erlenbruchwälder. In den anderen Waldtypen ist N-Eutrophierung heute der am stärksten

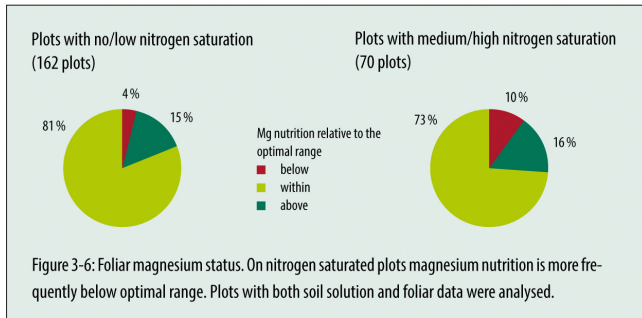


Abb. 6: Magnesium Blatt- bzw. Nadelspiegelwerte der Hauptwaldbaumarten. Vor allem in stickstoffgesättigten Waldökosystemen tritt Magnesiummangel auf (FISCHER et al. 2012).

Fig. 6: Analyses for magnesium in leaves/needles for major forest tree species. Mg-deficiencies occur mainly in N-saturated ecosystems (FISCHER et al. 2012).

biozönotisch wirksame menschlich bedingte Faktor einer standörtlichen „drift“ (FISCHER 1999, EWALD et al. 2013) und biozönotischen Artenverschiebung (PHOENIX et al. 2012, FRIEDRICH et al. 2011 b).

Viele Waldböden bewegen sich heute oberhalb des Bereichs der Stickstoffsättigung (FALK & STETTER 2010, BRAUN et al. 2012, FISCHER et al. 2012). So weisen Nadel- bzw. Blattproben von Buche und Kiefer in NW-Deutschland sehr hohe N-Gehalte auf (DAMMANN et al. 2013, LUBW 2013b).

Der erhöhte N-Eintrag wirkt bei stickstofflimitierten Wäldern zunächst wie Dünger und trägt zunächst dazu bei, das Wachstum der Waldbäume zu beschleunigen (SCHULZE 1989, SPIECKER 1991, 1999, SPIECKER et al. 1996, BMVEL 2004, KAHLE et al. 2008), ohne dass diese an die dabei auftretenden negativen Folgen wie reduzierte Frostresistenz oder Schädlingsanfälligkeit immer angepasst wären. Oberhalb einer Eintragsmenge von 20–25 kg N je Hektar und Jahr erfolgt keine weitere Wachstumssteigerung durch Stickstoff mehr (ETZOLD et al. 2013). Bislang nur regional wurde eine Minderung des Wachstums von Baumarten wie Buche und Fichte durch P-Mangel nachgewiesen (BRAUN et al. 2010), welche vermutlich auf eine Störung der Mykorrhizierung zurückgeht (KUYPER 2013).

Eutrophierung fördert anfangs auch den Streuabbau (KUYPER 2013). Später, wenn die Abbaugeschwindigkeit von der Menge an Lignin bestimmt wird, tritt eine Hemmung des Humusabbaus auf (FOG 1988, CRAINE et al. 2007). Mit steigender Nitratversorgung wird bei Nadelbäumen die Biomasse an Feinwurzeln reduziert (NADELHOFFER 2000, BOXMAN et al. 1995, MURACH & PARTH 1999, PERSSON & AHLSTRÖM 2002) und die Wurzelhorizonte werden in den besser mit Kationen versorgten Oberboden verlagert (BRAUN et al. 2005), da hier die Mineralisierung der Streu zur Basenfreisetzung führt. Folge einer flacheren Durchwurzelung ist eine zunehmende Empfindlichkeit gegenüber Stürmen und Trockenheit (BRAUN et al. 2003). Weiterhin wird das Wachstum bis in den Spätherbst hinein stimuliert, dadurch die Ausbildung der Frosthärte reduziert und Pilzinfektionen Vorschub geleistet (DE VRIES et al. 2007).

Das erhöhte Baumwachstum zieht einen erhöhten Bedarf anderer Elemente nach sich. Die verstärkte Nährstoffaufnahme induziert Nährstoffdysbalancen (INGESTAD 1987, KAZDA 1990, KATZENSTEINER et al. 1992, MELLERT 2010, FISCHER

et al. 2012), verbunden mit Mg- (Abb. 6), K- und P-Mangel (BRAUN et al. 2010, FLÜCKIGER & BRAUN 2011, CROWLEY et al. 2012), und führt durch die Aufnahme von Kationen aus den Böden im Austausch gegen Protonen zu weiterer Versauerung (DAMMANN et al. 2013).

5.4 Zunahme von Stickstoffzeigern in Wäldern

Die Zunahme von Stickstoffzeigern stellt heute die auffallendste floristische Veränderung in mitteleuropäischen Wäldern dar (ROST-SIEBERT & JAHN 1988, DIEKMANN & DUPRE 1997, BRUNET et al. 1998, DIEKMANN et al. 1999, LAMEIRE et al. 2000, HOFMEISTER et al. 2002, BRAUN et al. 2012). Auch die Pilzflora erfährt drastische Veränderungen (SMITH & READ 2008, KUYPER 2013).

Die Auswertung der Zeigerwerte alter und neuer Vegetationsaufnahmen aus ganz Mitteleuropa ergab (EWALD et al. 2013), dass in fast allen Regionen und Waldtypen Deutschlands der N-Zeigerwert deutlich, in Kiefern- und Eichenwäldern sogar um eine ganze Stufe zunahm. Die Waldökosysteme aller Naturräume mit Ausnahme der Kalkalpen unterliegen damit einer offensichtlichen Eutrophierung. Dies gilt in besonderem Maße für die Waldökosysteme auf oligotroph-sauren Böden, wo ein häufiges bimodales gleichzeitiges Vorkommen von Nährstoffmangel- und Stickstoffzeigern festgestellt wurde (EWALD 2007, 2009, MELLERT et al. 2005).

Stickstoffeinträge begünstigen konkurrenzstarke, hochwüchsige Arten (DIEKMANN & FALKENGREN-GRERUP 2002). Stickstoffeinträge führen bereits vor einer Stickstoffsättigung zu massiven Veränderungen der Wachstumsprozesse der Bäume und zu Umstellungen der Waldbodenflora und -fauna (JANSSENS & LUYSSAERT 2009). Oberhalb eines N-Eintrages von 20–25 kg N ha⁻¹ und Jahr steigt der Deckungsgrad von Brombeeren (*Rubus* spp.) steil an, so in der Schweiz (BRAUN et al. 2012). Bei starker Ausbreitung von Reitgras (*Calamagrostis epigeios*), *Rubus*-Arten oder Brennnessel (*Urtica dioica*) kann dies den Wasser- und Stoffhaushalt des Ökosystems stark beeinflussen und zu einer Verhinderung der natürlichen Verjüngung führen.

6 Veränderungen der Waldökosysteme durch Kalkung

6.1 Düngewirkung der Kalkung

Kalkung allein verändert zwar pH-Wert und Basenversorgung, hat jedoch keine direkte düngende Wirkung (HÜTTL & ZÖTTL 1993, SPIECKER 1991). Die Aufbasung fördert jedoch an Standorten, an denen der Streuabbau nährstofflimitiert ist, die Mineralisierung von anfallender Streu und organischen Auflagen (VON WILPERT et al. 1993). Die damit verbundene Freisetzung von Nährstoffen kann sich auf diesen Standorten auch positiv auf den Zuwachs auswirken (SPIECKER 1991, BMVEL 2004).

Heute stimulieren anhaltend hohe Stickstoffeinträge das Pflanzenwachstum und induzieren auf vielen Standorten einen relativen Mangel anderer Nährelemente in Blättern und Nadeln. Mit der Zufuhr von externen Nährelementen durch Waldkalkung geht implizit, gewollt oder ungewollt, auch eine noch stärkere und „ausgewogenere“ Düngung der Waldböden einher. Jede Kompensations- oder Restaurationskalkung wirkt damit zugleich auch düngend (SPIECKER 1991). Dieser Effekt wird verstärkt, wenn der Kalk mit weiteren Nährelementen wie Phosphor oder Kalium verabreicht wird, was in der Praxis in einigen Bundesländern der Fall ist.

Im Schwarzwald erhielten vor allem Kompensationskalkungen der frühen 1980er Jahre neben dolomitischem Kalk oft einen Phosphatzusatz von 3–4 %, ähnlich den heutigen Empfehlungen für Standorte mit ungünstiger Phosphatversorgung (VON WILPERT & SCHÄFFER 2000). Diese Menge kann 0,5 bis zu 0,8 t je Hektar Thomasphosphat entsprechen und ist damit durchaus mit den Dosierungen der Walddüngungen vergleichbar, die in den 1960er Jahren praktiziert wurden und selten mehr als 1 t je Hektar Thomasphosphat oder damit vergleichbar 0,5 t je Hektar Rohphosphat ausmachten, und deren Auswirkungen auf die Waldbodenflora bis heute wirksam sind (HÖCKE 2006).

Kalkung kann darüber hinaus über den Calcium-Kalium-Antagonismus (HÜTTL 1991) eine Störung der Kaliumversorgung induzieren, insbesondere auf mesotrophen Böden (Feinlehme) (GUCKLAND et al. 2011, DAMMANN et al. 2013).

6.2 Biozönotische Folgen der Kalkung

Die biozönotischen Folgen der Kalkung wurden vielfach untersucht (SCHORNICK 1990, AHRENS 1995, KAUPENJOHANN 1995, MATTERN 1992, 1996; WENDT & SCHMIDT 2000, SCHMIDT 2002). Die verbesserte Basenverfügbarkeit nach Kalkung führt auf vielen Standorten in den ersten Jahren zu einer verstärkten Anreicherung von Feinwurzeln im Auflagehumus (KREUTZER 1995, HAHN & MARSCHNER 1998). Kalkungen verändern neben den Bodeneigenschaften auch Flora, Vegetation und Fauna der Wälder. Insbesondere kurz- und mittelfristige Auswirkungen von Waldkalkung sind dokumentiert, nach mehreren Jahrzehnten sind floristische Veränderungen oftmals nicht mehr nachweisbar (IMMER et al. 1993). Folgende biozönotische Effekte von Waldkalkungen können unterschieden werden:

(1) Förderung von Stickstoff- und Störzeigern sowie wenig spezialisierten Waldarten

- Begünstigung von Stickstoffzeigern: Kalkung begünstigt die stickstoffliebenden Arten (KRAFT et al. 2003). Bereits im ersten Sommer nach der winterlichen Kalkung weisen Vorkommen von Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*), Mauerlattich (*Mycelis muralis*), Löwenzahn (*Taraxacum officinale*), Berg-Weidenröschen (*Epilobium montanum*) oder Dreinerviger Nabelmiere (*Moehringia trinerva*) auf Stickstofffreisetzung durch Humusmineralisierung hin. Eine besondere Förderung erfahren in den Folgejahren die Arten der Waldschläge. Diese werden durch Kalkung auch im Bestand als „latenter Schleier“ gefördert. Hierzu gehören Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), nemophile Brombeeren (*Rubus fruticosus* agg.), Himbeere (*Rubus idaeus*), Fuchs-Greiskraut (*Senecio ovatus*), Brennessel (*Urtica dioica*), Roter Fingerhut (*Digitalis purpurea*) und Trauben-Holunder (*Sambucus racemosa*). Stickstoffliebende Grünlandarten wie Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) oder Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus acris*) dringen nach Kalkungen in aufgelichtete Bestände ein.
- Förderung von wenig spezialisierten Arten der Bodenflora: In vielen Wäldern finden sich in der Waldbodenflora euryöke Pflanzenarten, die durch eine Verbesserung der Basenversorgung gefördert werden. In den herzynischen Mittelgebirgen fördert Kalkung die dominierende Unterwuchsart,

das Wollige Reitgras (*Calamagrostis villosa*). Auch Knotige Braunwurz (*Scrophularia nodosa*) und Wald-Sauerklee (*Oxalis acetosella*) nehmen zu (WEIHS & LANGHORST 1991).

- Auftreten von Störzeigern: In gekalkten Beständen finden sich Arten, die weniger auf Stickstoffreichtum, jedoch aufgrund ihrer Pioniereigenschaften eher auf Störung hinweisen. Hierzu gehören Rotes Straußgras (*Agrostis capillaris*), Kleiner Sauerampfer (*Rumex acetosella*) und Harzer Labkraut (*Galium hircynicum*).
- Einwanderung stickstoffliebender Moosarten: Etwa 3 bis 5 Jahre nach Kompensationskalkungen wandern nährstoffliebende Moose wie *Brachythecium spec.*, *Eurhynchium striatum* agg. und *Rhizomnium punctatum* in die Waldbestände ein (AHRENS 1995, MATTERN 1996).

(2) Abnahme kalkmeidender Arten

- Rückgang von kalkmeidenden Gefäßpflanzenarten: Azidophytische Bodenpflanzen nehmen insgesamt gesehen ab, ohne völlig zu verschwinden. Für die Reaktion von Beersträuchern auf Kalkung liegen widersprüchliche Aussagen vor. Manche Autoren berichten von einem Anstieg des Deckungsgrades der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) nach Kalkung (VAN DOBBEN et al. 1999), vermutlich eine Reaktion auf Humusabbau auf stark nährstofflimitierten Standorten. Nach Ansicht der meisten Autoren jedoch nimmt die Heidelbeerdeckung bei steigenden pH-Werten ab (FALKENGREN-GRERUP & TYLER 1993, SCHMIDT 1992, 2002). Dies zeigen auch Auswertungen alter Düngungsversuche aus dem Solling (WENZEL 1989) und Norddeutschland (MEYER 1992). Damit führt Kalkung letztlich auch zu einer Verschlechterung des Lebensraums für azidophile Waldarten oligotropher Standorte. So finden sich die meisten gefährdeten Waldpflanzenarten der „Roten Listen“ auf sauren, basenarmen Standorten (ELLENBERG 1985, LUDWIG & SCHNITTLER 1996). Eine tendenzielle Verdrängung von Beersträuchern wie Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) durch Draht-Schmieele (*Deschampsia flexuosa*) und andere Arten verschlechtert auch den Lebensraum für „boreale“ Tierarten wie das Auerwild (*Tetrao urogallus*).
- Verschwinden der kalkmeidenden Moosflora: Kalkungen führen zu einem Rückgang der kalkmeidenden Moose und Flechten (WENZEL 1989, MATTERN 1996, SCHMIDT 1999). Eine Auswertung der Folgen der Ausbringung verschiedener Kalk-Dolomit-Dünger in Konzentrationen von etwa 4 t/ha im Buntsandstein-Schwarzwald wies nach einem Jahr großflächig abgestorbene Rasen der säurezeigenden Moosarten *Leucobryum glaucum*, *Sphagnum*-Arten, *Campylopus flexuosus* und *Bazzania trilobata* nach (AHRENS 1995). Starke Schäden traten auch bei manchen Laubmoosen wie *Dicranodontium denudatum* und Lebermoosen auf Totholz auf. Neun Jahre nach der Kalkung fehlten kalkmeidende Bodenmoose (z. B. *Bazzania trilobata*) noch immer. An blocküberlagerten Standorten im mittleren Buntsandstein kann *Rhytidiadelphus loreus* auch eine Förderung erfahren, dort flächendeckende Rasen ausbilden und

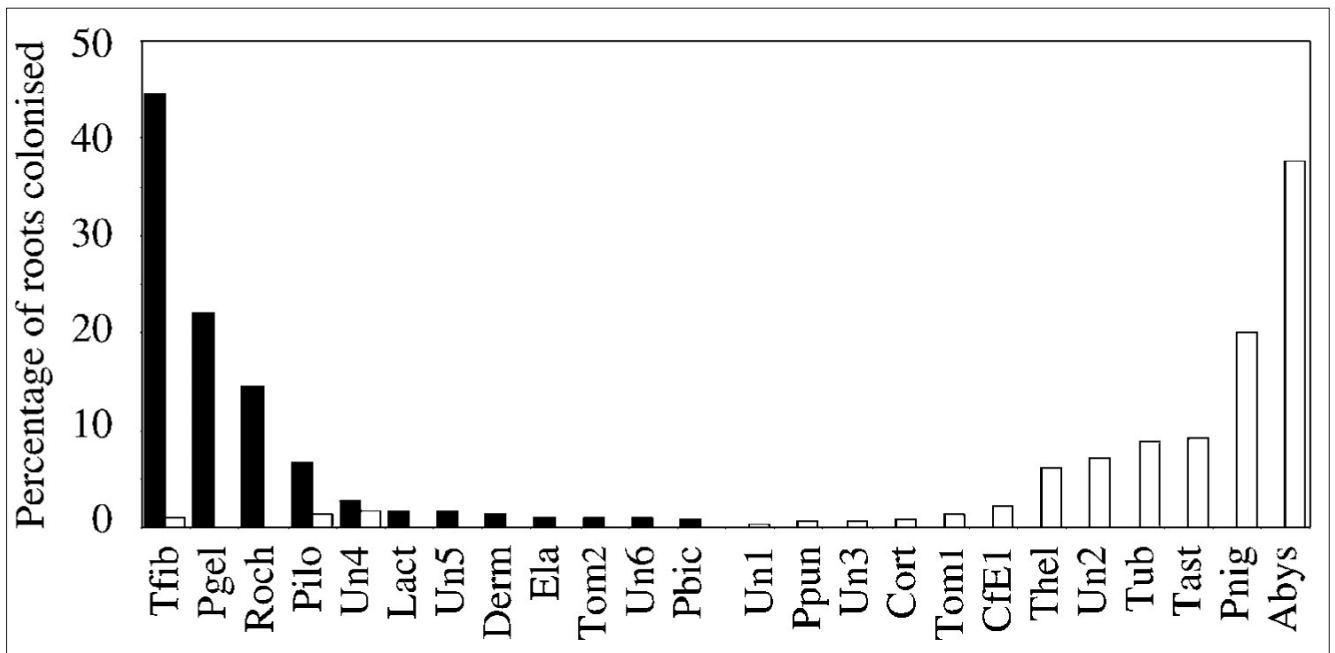


Abb. 7: Verschiebung der Ektomykorrhiza-Pilzflora nach einer relativ hoch dosierten Waldkalkung aus dem Jahr 1984 in einem südschwedischen Fichtenforst auf Podsol. Erfasst wurden die prozentualen Anteile an Wurzelspitzen, welche auf experimentellen Probeflächen durch Morphotypen von Ektomykorrhiza-Pilzen besiedelt wurden (schwarz= Kontrolle, weiß = 8,75 t ha⁻¹ dolomitische Kalkung). – *Tylospora fibrillosa* (Tfib), *P. cf. gelatinosa* (Pgel), *Russula ochroleuca* (Roch), *Piloderma* sp. (Pilo), Unknown no. 4 (Un4), *Lactarius* sp. (Lact), Unknown no. 5 (Un5), *Elaphomyces* sp. (Ela), *Dermocybe* sp. (Derm), Tomentelloid sp. 2 (Tom2), Unknown no. 6 (Un6), *Piceirhiza bicolorata* (Pbic), Unknown no. 1 (Un1), *Piceirhiza punctata* (Ppun), Unknown no. 3 (Un3), *Cortinarius* sp. (Cort), Tomentelloid sp. 1 (Tom1), cf. *Elaphomyces* (cfE1), *Thelephora* sp. (Thel), Unknown no. 2 (Un2), *Tuber cf. puberulum* (Tub), *Tylospora cf. asterophora* (Tast), *Piceirhiza nigra* (Pnig) und *Amphinema byssiodes* (Abys) (aus: LUNDSTRÖM et al. 2003).

Fig. 7: Changes in the ectomycorrhizal-flora in a spruce forest with podzolic soil after a relatively high application of lime in S. Sweden in 1984. Compared are the percentages of root tips colonized by morphotypes of ectomycorrhiza-fungi (black = control, white = 8.75 t ha⁻¹ dolomitic liming). – *Tylospora fibrillosa* (Tfib), *P. cf. gelatinosa* (Pgel), *Russula ochroleuca* (Roch), *Piloderma* sp. (Pilo), Unknown no. 4 (Un4), *Lactarius* sp. (Lact), Unknown no. 5 (Un5), *Elaphomyces* sp. (Ela), *Dermocybe* sp. (Derm), Tomentelloid sp. 2 (Tom2), Unknown no. 6 (Un6), *Piceirhiza bicolorata* (Pbic), Unknown no. 1 (Un1), *Piceirhiza punctata* (Ppun), Unknown no. 3 (Un3), *Cortinarius* sp. (Cort), Tomentelloid sp. 1 (Tom1), cf. *Elaphomyces* (cfE1), *Thelephora* sp. (Thel), Unknown no. 2 (Un2), *Tuber cf. puberulum* (Tub), *Tylospora cf. asterophora* (Tast), *Piceirhiza nigra* (Pnig) and *Amphinema byssiodes* (Abys) (from: LUNDSTRÖM et al. 2003).

extrem azidophile Moosarten wie *Leucobryum glaucum* oder *Campylopus fragilis* verdrängen (Th. WOLF, pers. Mitt.).

Auch die Moosflora von Sonderstandorten wie Sandsteinfelsen, Quellen und Bächen wurde beeinträchtigt (AHRENS 1995). Die Lebermoose *Anastrophyllum michauxii* (nur ein Fundort in Baden-Württemberg, AHRENS 1994) und *Kurzia sylvatica* wurden stark geschädigt. Kalkmeidende Rindenmoose wurden durch basenliebende Arten (vor allem *Brachythecium rutabulum*) ersetzt.

(3) Veränderung der Pilz- und Bakterienflora

Die Pilzflora erfährt durch Kalkung gravierende Umstellungen (ANDERSSON 1996, QUIAN et al. 1998, LUNDSTRÖM et al. 2003, RINEAU & GARBAYE 2009, KUYPER 2013) (Abb. 7–9). Gleiches gilt für die Bodenbakterien (ANDERSSON & NILSSON 2001). Ektotrophe säureliebende Mykorrhizapilze werden seltener oder ganz verdrängt, und stickstoffliebende, konkurrenzstarke und weit verbreitete Pilzarten nehmen zu (MATTERN 1996, KJOELLER & CLEMMENSEN 2008) und sind am Humusabbau und der Mobilisierung der dort enthaltenen Nährstoffe beteiligt (RINEAU et al. 2010). Nach Humusabbau geht die Arten- wie

Fruchtkörperdichte der Mykorrhizapilze zurück (MÜLLER 1991). In südschwedischen gekalkten Wäldern wurden nach Kalkung Pilze der Gattungen *Tylospora*, *Elaphomyces* und *Pezizales* häufiger, *Russula* (Abb. 9) und *Lactarius* nahmen ab (KJOELLER & CLEMMENSEN 2008).

Durch enzymatischen Abbau werden die Humusvorräte abgebaut, Nährstoffe mobilisiert (RINEAU et al. 2010). Nach dem Humusabbau geht die Arten- wie Fruchtkörperdichte der Mykorrhizapilze wieder zurück (MÜLLER 1991).

Der Erhalt der zur Ektomykorrhizierung befähigten Pilzflora ist vor allem auf bodensauren Standorten von großer Bedeutung für die Ernährung der Waldbäume. Waldkalkung verändert die Pilzflora und gefährdet damit die Funktionalität der Waldernährung. Diese Umstellung der Pilzflora erfordert dann nach einem Abklingen der Kalkungswirkung erneute Kalkungen – der Wald „hängt am Tropf der Kalkung“.

(4) Verjüngung der Baumarten

Die in jüngerer Zeit zu beobachtende Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn, beispielsweise in den Eichen-Hainbuchenwäldern der Oberrheinebene (REIF et al. 1999), hängt

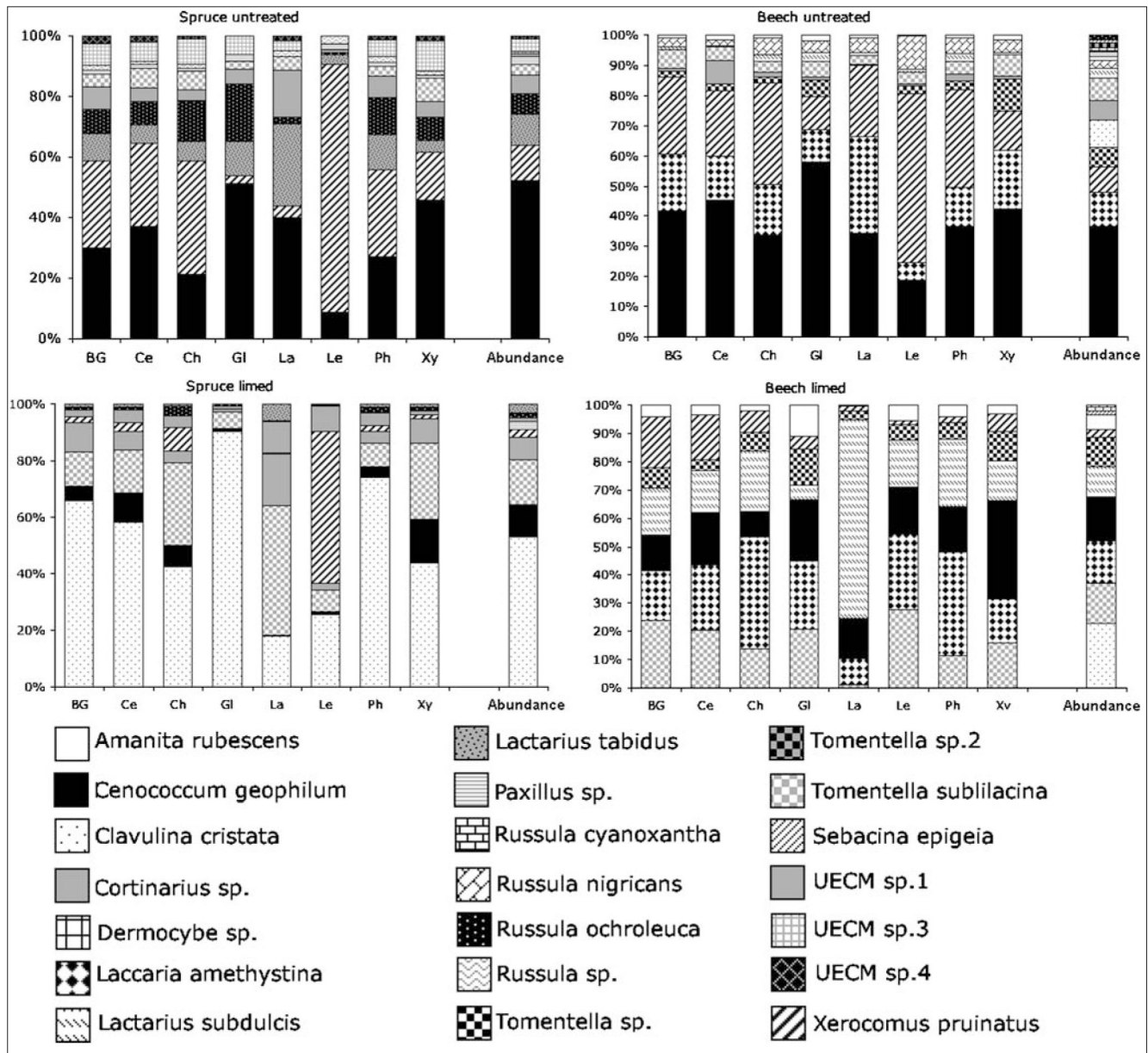


Abb. 8: Kalkung veränderte auch 15 Jahre nach Kalkung die Enzymaktivitäten der Mykorrhizapilze. Dargestellt ist die relative Häufigkeit (%) und der Beitrag (%) der verschiedenen Ektomykorrhiza-Typen in Bezug auf 8 potenzielle Enzymaktivitäten innerhalb der jeweiligen Mykorrhiza-Gesellschaften in südschwedischen bodensauren Fichten- und Buchenbeständen. Folge ist eine Mobilisierung der Nährstoffe aus dem Humusvorrat. Besonders stark reagierte *Clavulina cristata* (mit hoher Glucuronidase-Aktivität), *Lactarius subdulcis* (mit hoher Lactase-Aktivität) oder *Xerocomus pruinatus* (hohe leucine Aminopeptidase-Aktivität). – Abkürzungen der Enzyme: BG = ?-Glucosidase; Ce = Cellobiohydrolase; GI = Glucuronidase; Xy = Xylosidase; La = Lactase; Ch = Chitinase; Le = leucine Aminopeptidase; Ph = saure Phosphatase (RINEAU & GARBAYE 2009).

Fig. 8: Even after 15 years the effects of liming are still evident by the enzymatic activities of mycorrhizal fungi. The relative frequency (%) and the share contribution (%) of the different ectomycorrhiza types is shown in relation to 8 potential enzymatic activities in mycorrhizal communities in spruce and beech forests in S. Sweden. As a result nutrients from the humus component are mobilized. Particularly strong reactions are seen in *Clavulina cristata* (with higher glucuronidase activity), *Lactarius subdulcis* (with higher lactase activity) and *Xerocomus pruinatus* (higher leucine aminopeptidase activity). – Enzyme abbreviations: BG = ?-glucosidase; Ce = cellobiohydrolase; GI = glucuronidase; Xy = xylosidase; La = lactase; Ch = chitinase; Le = leucine aminopeptidase; Ph = acidic phosphatase (RINEAU & GARBAYE 2009).

vermutlich auch mit der Verbesserung der Stickstoffversorgung zusammen (SACHSE 1989, WEBER & BAHR 2000). Neben Immissionen führt auch Stickstofffreisetzung nach Kalkung zu Veränderungen in der Verjüngung der Baumarten. Im Fichtelgebirge führte eine experimentelle hochdosierte Kalkung (9 t CaO je Hektar) zum Einwandern nitrophiler Arten und verhinderte die Naturverjüngung der Fichte, dafür kam der

Bergahorn auf (VANDRÉ 1992 in KAUPENJOHANN 1995).

(5) Veränderungen der Bodenfauna

Kalkungen führen zu teilweise drastischen Veränderungen des Artenspektrums der Bodenfauna (PERSSON 1988, HARTMANN et al. 1989, SCHOCH-BÖSKEN & GREVEN 1989, KOLK et al. 1991, SCHEIDLER 1991, KREUTZER 1995, THEENHAUS & SCHAEFFER

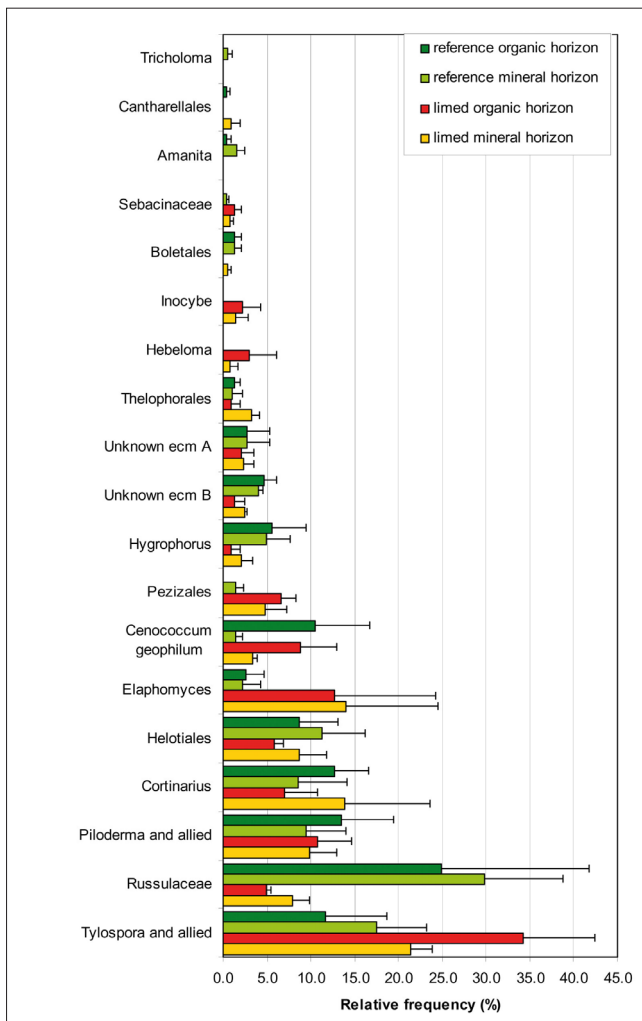


Abb. 9: Relative Häufigkeit der Taxa von Ektomykorrhiza-Pilzen auf Probestellen in südschwedischen gekalkten sowie nicht gekalkten Nadelwäldern (KJOELLER & CLEMMENSEN 2008, Kalkung in 1991). Pilze der Gattungen *Tylospora*, *Elaphomyces* und *Pezizales* wurden nach Kalkung häufiger, *Russula* und *Lactarius* nahmen ab.

Fig. 9: Relative frequency of taxa of ectomycorrhizal fungi on limed and unlimed plots in conifer forests of S Sweden (KJOELLER & CLEMMENSEN 2008, liming in 1991). Mycorrhizal taxa of *Tylospora*, *Elaphomyces* and *Pezizales* increased after liming while *Russula* and *Lactarius* decreased.

1995, VENTINS 2011). Die Mikroorganismengesellschaften der Streuauflage stellen sich schnell um. Der pH-Anstieg fördert saprophage Arten wie Regenwürmer (*Lumbricidae*), Trauermücken (*Sciaridae*), Dungmücken (*Scatopsidae*), Kohlschnaken (*Tipulidae*), Urinsekten (*Collembola*) und Hundertfüßler (*Chilopoda*). Ringelwürmer aus der Familie der *Enchytraeidae*, Hornmilben (*Oribatida*) und kalkmeidende Springschwanz-Arten nehmen ab. Verbesserte Versorgung mit Calcium begünstigte in Pennsylvania/USA das Vorkommen von Gehäuseschnecken (PABIAN et al. 2012). Die Ausbringung von Kalkstaub kann zu einer Schädigung von Gliederfüßlern (*Arthropoda*) führen, insbesondere von Ameisen und Käferarten (EISENBEIS et al. 1992).

6.3 Überlagerung der biozönotischen Effekte von standörtlicher „Drift“ und Kalkung

Nur in wenigen Fällen können in empirischen Untersuchungen die langfristigen Effekte der allgemein wirksamen standörtlichen Drift durch Stoffeinträge von den spezifischen Einflüssen der Kalkung unterschieden werden, so für die Artenzusammensetzung im Unterwuchs der Wälder im Buntsandsteinschwarzwald (KRAFT et al. 2003). Dort hatten sich auf allen Probestellen die Artenzahlen an Gefäßpflanzen zwischen den 1960er und den 1990er Jahren in etwa verdoppelt. Auf gekalkten Flächen kamen jedoch, aufgesetzt auf das Grundmuster der standörtlich-floristischen Drift, weitere Arten, insbesondere N-Zeiger hinzu. Erwähnt seien Brombeere (*Rubus fruticosus* agg.), Frauenfarn (*Athyrium filix-femina*), Fuchs-Greiskraut (*Senecio ovatus*), Mauertüchlein (*Mycelis muralis*), Schmalblättriges Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), Brennessel (*Urtica dioica*), Berg-Weidenröschen (*Epilobium montanum*), Stinkender Storchschnabel (*Geranium robertianum*) und nährstoffzeigende Moosarten.

Die meisten Arten bodensaurer, nährstoffarmer Standorte konnten nur auf den nicht gekalkten Flächen ihre Anteile halten oder sogar steigern, auf gekalkten Flächen gingen sie zurück. Hierzu gehören Arten wie Rippenfarn (*Blechnum spicant*), Pfeifengras (*Molinia caerulea* agg.), Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*) sowie Moose wie *Bazzania trilobata*, Weissmoos (*Leucobryum glaucum*) oder Torfmoose (*Sphagnum spec.*). Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) sowie die azidophytischen Bodenmoose *Rhytidiadelphus loreus* und *Polytrichum formosum* konnten ihre Stetigkeit im Zeitvergleich halten, allerdings nahmen ihre Deckungsgrade nach Kalkung ab.

Die Humusformen auf den nicht gekalkten Flächen blieben in etwa gleich, während nach Kalkung Rohhumus oder rohhumusartiger Moder zu modrigen Auflagen abgebaut wurde.

7 Diskussion

7.1 Kalkung und die Ambivalenz ihrer Wirkungen

Der Prozess der anthropogenen Versauerung ist bis heute nicht beendet (EVERS et al. 2013), wenn auch stark verlangsamt. Nach wie vor befinden sich historische „Säurealtlasten“ im Unterboden. Kalkung kann die Basenversorgung der Waldböden unzweifelhaft anheben, Nährstoffungleichgewichte beseitigen und wirkt sich auf einigen Standorten positiv auf das Wachstum der Bäume aus. Durch Kalkung wird die Bodensäure teilweise neutralisiert und die Zerstörung der primären und sekundären, als Ionenaustauscher wirkenden Tonminerale verlangsamt oder unterbunden, indem Ca^{2+} -Ionen unter Verdrängung von Al^{3+} -Ionen in die Tonminerale eingelagert werden. Sind allerdings die Tonminerale durch starke Säurewirkung bereits irreversibel zerstört (auf sehr armen Sandböden), können diese auch durch Kalkung nicht mehr restauriert werden (BUTZ-BRAUN, pers. Mitt.). Kalkung ermöglicht waldbaulich gesehen auch eine Erweiterung der Baumartenpalette auf zuvor sauren Standorten, sie muss dann jedoch mehrfach oder permanent wiederholt werden.

Gleichzeitig gibt es eine Reihe von negativen Wirkungen, die bereits von KREUTZER (1995) und von LUNDSTRÖM et al. (2003)

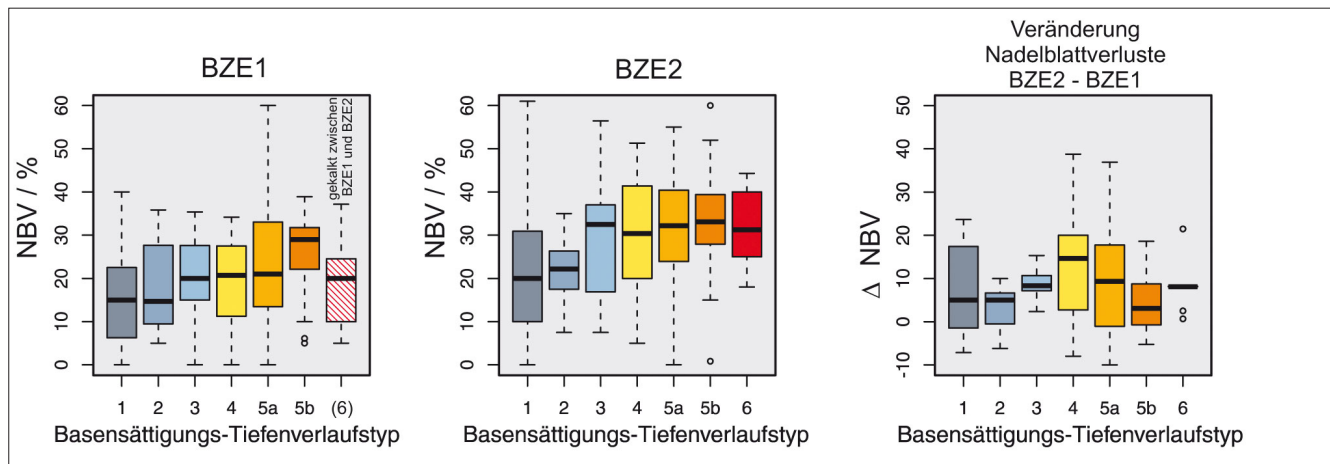


Abb. 10: Zusammenhänge zwischen Basensättigung-Tiefenverlaufstyp und den Nadel-/Blattverlusten bei der Bodenzustandsinventur (BZE I, der BZE II), und deren Veränderung zwischen BZE I und BZE II (FORSTBW 2013). Die Basensättigung-Tiefenverlaufstypen 1 bis 5 entsprechen verschiedenen Landschaften von basenreichen bis zu basenarmen Ausgangsgesteinen. Typ 6 entspricht Flächen vom Typ 5b, die jedoch gekalkt wurden.

Fig. 10: Relationship between soil base saturation types in different soil horizons and loss of needles/leaves at two soil status inventories (BZE I, BZE II), and changes between BZE I and BZE II (FORSTBW 2013). The base saturation types 1 to 5 represent different landscapes from base-rich to base-poor bed rock materials. Type 6 represents areas of type 5b, which were limed.

intensiv diskutiert wurden. Diese umfassen insbesondere eine erhöhte Auswaschung von Nitrat nach Kalkung, einen verstärkten Abbau des Auflagehumus, eine Verflachung des Wurzelsystems, Mobilisierung von Schwermetallen wie Kupfer oder Blei, einen Anstieg von Al^{3+} -Gehalten im Unterboden aufgrund von Verdrängung im Oberboden, verbunden mit Tonmineralzerstörung, oder auch ein Risiko für verstärkten Befall mit Rotfäulepilzen.

Die Ergebnisse zu den Auswirkungen der Kalkung zur Kohlenstoffspeicherung und klimawirksamen Gasen sind teilweise widersprüchlich. Während wiederholt von einem verstärktem Kohlenstoffabbau berichtet wurde (z. B. KREUTZER 1995), fanden FORTMANN et al. (2012) nach Kalkung eine langfristige Anreicherung von Kohlenstoff im humosen Oberboden. Weiterhin weisen Messungen zur Wirkung von Kalkung auf einen Anstieg der Emission des klimawirksamen Lachgases N_2O hin (PAPEN & BUTTERBACH-BAHL 1999, GASCHÉ & PAPEN 2012).

Auch die positiven ertragskundlichen Auswirkungen müssen kritisch hinterfragt werden. In den letzten Jahren zeigte sich, dass nicht Basenverarmung und Säure, sondern zunehmend Witterungsphänomene und insbesondere Trockenheit das Baumwachstum beeinträchtigen (z. B. FISCHER et al. 2012, ETZOLD et al. 2013, FORSTBW 2013). In Niedersachsen waren die Blattverluste der Buche auf gekalkten Flächen nur gering, jedoch signifikant kleiner (EVERS et al. 2008). In Baden-Württemberg unterscheiden sich heute auch bei sehr basenarmen Ausgangsbedingungen die Nadel-/Blattverluste zwischen ungekalkten (Typ 5) und gekalkten (Typ 6) Waldflächen nicht signifikant (Abb. 10).

Klar ist, dass die Auswirkungen der Kalkung stark von den standörtlichen Gegebenheiten abhängen. Kalk kann nur oberflächlich ausgebracht werden. Dort bewirkt er anfänglich den Abbau des ionenspeichernden Auflagehumus in teilweise erheblichen Ausmaßen (KAUPENJOHANN 1995, LUNDSTRÖM et al. 2003). Daher könnte der künftige Kalkungsbedarf gekalkter Bestände höher ausfallen als der noch nie gekalkter Bestände, da die Anreicherung des Oberbodens mit Humus zeitlich sehr

verzögert stattfindet. Dies ist besonders problematisch für bodensauer-oligotrophe Waldökosysteme, wo der Abbau der Streu zur Abnahme der Speicherfähigkeit des Bodens führt.

Erstaunlicherweise werden bei der Diskussion um Waldkalkung die verbreiteten Auswirkungen auf die Biodiversität nicht ausreichend berücksichtigt, obwohl die assoziierten Wirkungen stark sind. Da die Bodenflora von Wäldern basenarmer Böden relativ artenarm ist, führt Kalkung und die resultierende Umstellung der Bodenflora bereits kurzfristig zu einem Anstieg der Artenzahl. Kalkmeidende Arten wie die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) kommen nach Kompensationskalkung in vielen Beständen zwar weiterhin vor, ziehen sich jedoch auf kleinflächige Sonderstandorte wie Stubben und Wurzelanläufe zurück. Dafür gewinnen Stickstoff- und Störzeiger an Bedeutung, denn Kalkungen fördern die „Ruderalisierung“ von Wäldern, Nicht-Waldarten dringen in Wälder mit oligotropher Bodenvegetation ein (SCHMIDT 1992, 2002). Stark geschädigt werden auch Blockstandorte, da die organische Auflage auf Felsblöcken und ihre Biozöosen der direkten Wirkung des Kalkes ausgesetzt sind.

Eutrophierung und nicht Versauerung ist heute die Hauptursache für die standörtliche und biozönotische Drift der Wälder, der Gefährdung von Arten und Lebensräumen (vgl. LUDWIG & SCHNITTLER 1996, RIECKEN et al. 2006). Naturschutzfachlich gesehen ist Kalkung daher insbesondere auf von Natur aus basenarmen Standorten (z. B. Sandsteine, Quarzite, Kieselschiefer, Granite mit wenig basenhaltiger Mineralausstattung) aufgrund ihrer impliziten Düngewirkung negativ zu beurteilen.

7.2 Ist De-Eutrophierung möglich?

Um natürlicherweise nährstoffarme Standorte zu erhalten, muss der schleichenden Eutrophierung der Landschaft entgegengewirkt werden. Da jede Kompensationskalkung angesichts der hohen Stickstoffeinträge zugleich auch düngend wirkt, könnte rein stöchiometrisch auf von Natur aus basenarmen, jedoch immissionsbelasteten und zugleich gekalkten Böden ein entsprechender Biomasseentzug dies

kompensieren. Diskutiert werden Streunutzung (vgl. FIEDLER et al. 1962, KREUTZER 1972, DZWONKO & GAWRÓNSKI 2002, PRIETZEL & KAISER 2005), Holzernteverfahren wie Vollbaumnutzung (vgl. KREUTZER 1979, JACOBSON et al. 2000, WALMSLEY et al. 2009) oder energetische Nutzung von Biomasse. Dies wäre analog der Situation in der Landwirtschaft, in welcher der Düngung ja ebenfalls ein Entzug nährstoffreicher Biomasse durch Ernte gegenübersteht.

Streunutzung ist zur De-Eutrophierung nur wenig geeignet. Bei Bäumen wird der Stickstoff vor dem Laub-/Nadelabwurf mobilisiert und intern umgelagert, Streu ist vergleichsweise stickstoffarm. Daher wird durch Streunutzung nur relativ wenig Stickstoff, jedoch eine große Menge an P, dazu Mg und anderen Kationen aus dem Bestand geholt (HOFMEISTER et al. 2008). Folge von Streunutzung ist lediglich eine weitere Versauerung.

N-Einträge könnten durch Biomassenutzung zwar „abgeschöpft“ werden. Jedoch würde dies neben einem N-Entzug zugleich auch den Entzug von Ca, K und anderen Nährelementen bedeuten (KÖLLING & BOCHERT 2013, SPELLMANN 2013), da sich in lebenden Rindengewebe wie der Zweige sehr viel mehr Kationen als N befinden (OREN et al. 1997). Skandinavische Untersuchungen (HELMISAARI et al. 2011) zeigen, dass Biomassenutzung erhebliche Zuwachsrückgänge bewirken kann, wodurch auch die Aufnahme von Stickstoff im Bestand zurückgeht und eine nitrophytische Bodenvegetation gefördert wird.

Dem könnte rein stöchiometrisch durch adäquate kompensatorische Düngungen zur Vermeidung von Nährelementungleichgewichten entgegengewirkt werden, was jedoch standörtlich sehr differenziert erfolgen müsste. Weiterhin nehmen die Humusgehalte der Böden durch Biomassenutzung ab (KÖLLING 2010b), und Artenzusammensetzung und Waldstrukturen ändern sich ebenfalls. Daher kann durch einen derartigen Biomasseentzug selbst bei stöchiometrisch adäquater Kompensationsdüngung oder Rückführung von Holzasche (VON WILPERT et al. 2011) weder die Natürlichkeit noch die Ursprünglichkeit oligotropher Waldlebensgemeinschaften konserviert oder restauriert werden. Vielmehr nähern wir uns dadurch einer zunehmenden (plantagenähnlichen) Intensivierung der Waldnutzungen.

8 Synopsis

Eine abschließende Bewertung der Waldkalkung im Hinblick auf Bodenfunktionen und Biodiversität muss drei Fragen beantworten: 1. Sind die unter Gesichtspunkten des Boden- und des Biodiversitätsschutzes gewählten Zielzustände der Waldökosysteme kompatibel oder kontrovers? 2. Ist Waldkalkung für die Erhaltung der Bodenfunktionen notwendig? 3. Wie können Zielkonflikte zwischen Waldkalkung und Biodiversitätsschutz entschärft werden? Abschließend wird auf die Notwendigkeit einer Reduktion der N-Emissionen verwiesen.

8.1 Definition von Referenzzuständen und Zielen

Waldkalkung wird oft begründet mit der Wiederherstellung eines als „natürlich“ betrachteten Bodenzustandes, der aus (spärlichen) historischen Messungen und Modellüberlegungen rekonstruiert wird. Für die Definition „natürlicher“ Zustände sind die vorindustriellen und prähistorischen

Phasen der Bodenversauerung jedoch ebenso bedeutsam wie die jüngste industrielle. Die Leitbilder für Ökosystemzustände fallen sehr unterschiedlich aus je nachdem, ob der nacheiszeitliche, der prähistorische oder der präindustrielle Referenzzustand angestrebt wird. Für Waldböden auf sauren, silikatischen Gesteinen ist freier Kalk ein Fremdstoff, an den die Lebensgemeinschaften nicht angepasst sind.

Waldkalkung dient dem Bodenschutz und hat den Anspruch, einer homogenisierenden Versauerung labiler Böden entgegenzuwirken und die natürliche standörtliche Vielfalt zu bewahren. Jedoch dient sie dabei angesichts hoher N-Einträge implizit auch der Verbesserung der Wuchsbedingungen für Waldbäume, insbesondere bei Zuschlag von P, K oder Holzasche.

Waldkalkung mit dem Ziel der säurekompensierenden Erhöhung der Basensättigung kann den Kalk leider nicht „schlagartig“ in den Unterboden transportieren. Waldkalkung kann angesichts hoher N-Einträge implizit nur einen ahistorischen Referenzzustand anstreben, von dem erwartet wird, dass er die Bodenfruchtbarkeit erhält und die in der Jetztzeit nachgefragten Bodenfunktionen und Ökosystemleistungen optimal gewährleistet.

Der Naturschutz versucht, die natürliche und/oder historisch gewachsene, standortsheimische und in langer kontinuierlicher Habitattradition gewachsene Biodiversität zu erhalten oder wiederherzustellen. Diese kann an Hand vorindustrieller (Kulturlandschaft) oder prähistorischer Referenzen (Urwald) definiert werden. Der Naturschutz sieht – neben den zu schnell verlaufenden Veränderungen von Standorten und Landnutzungen – in der Eutrophierung, also Angleichung der Wuchsbedingungen auf hohem Wachstumsniveau, eine Hauptursache für die Gefährdung von seltenen, konkurrenzschwachen Arten und Lebensräumen, befinden sich doch die meisten gefährdeten Waldarten auf sauer-oligotrophen Standorten (ELLENBERG 1985).

Zielkonflikte können nur erkannt und konstruktiv gelöst werden, wenn Bodenschutz und Naturschutz ihre standortspezifischen Referenzen und Ziele klar benennen. Die kontroverse Frage ist, ob Waldkalkung die Nährstoffversorgung weiter verbessert und somit die oligotrophen Lebensräume gefährdet, oder ob Waldkalkung in der Lage ist, eine Nivellierung durch starke Versauerung zu kompensieren und somit die standörtliche Vielfalt erhält. Diese Frage wird sich nicht pauschal beantworten lassen, sondern nur in Abhängigkeit der Situation (Immissionen, Standorte, Bestockungen).

8.2 Notwendigkeit der Waldkalkung

Kalkung kann mechanistisch oder holistisch begründet werden:

- Im ersten Fall wird die Aufhebung von durch Bodenversauerung hervorgerufenen Fehlfunktionen wie geringes Baumwachstum, Kronenvergilbung, Baum mortalität, Nährelementmangel angestrebt. Der Erfolg der Kalkung kann in diesem Fall gegen klar definierte Referenzen gemessen und die Spezifität der Wirkung gegen ungekalkte Kontrollflächen geprüft werden.
- Im zweiten Fall soll ein Zustand erreicht werden, der einer unterstellten präindustriellen Referenz entspricht, frühere Bodenfunktionen wiederherstellt,

dem Tonmineralienzerfall entgegenwirkt und somit letztlich die standörtliche Vielfalt erhält.

In beiden Fällen wird die Zielerreichung an systeminternen Schwellenwerten der Bodenversauerung gemessen, deren Beziehung zu Funktionen und Leistungen des Ökosystems aus Modellvorstellungen abgeleitet wird.

Akute, durch Bodenversauerung verursachte Fehlfunktionen bestehen heute, wie systematische Erhebungen von Kronenzustand, Bodenzustand, Ernährung und Wachstum zeigen, nur noch auf sehr kleinen Flächen mit spezifischen Standortbedingungen und Vorgeschichten. Sie waren zu Beginn der systematischen Zustandserfassungen in den 1980er und 1990er Jahren weiter verbreitet, sind jedoch auf ein in Relation zur Mineralnachlieferung durch Verwitterung tolerierbares Maß zurückgegangen.

Selbst auf den stark versauerten Böden hat deutschlandweit eine Zunahme des Baumwachstums stattgefunden, wobei der großräumige Vergleich dieses Trends keine Beschränkung auf die Bundesländer mit Kalkungsprogrammen erkennen lässt. Statistische Zusammenhänge zwischen Bodenversauerung und dem seit Beginn der Erhebungen auf unverändertem Niveau schwankenden Kronenzustand konnten vor allem in jüngerer Zeit nicht mehr festgestellt werden. Mortalitätswellen können Ereignissen wie Windwurf und Dürre sowie nachfolgenden Massenvermehrungen von Sekundärschädlingen zugeordnet werden, ohne dass Interaktionen mit Versauerung und Kalkung nachgewiesen wären. Eine biozönotisch begründete Notwendigkeit, durch Kalkung akute Schäden von den Wäldern abzuwenden, besteht mithin nur im klar umrissenen Fall der montanen Nadelvergilbung (Mg-Mangel). Ein signifikant verringertes Niveau anderer Fehlfunktionen in gekalkten Gebieten ist nicht nachgewiesen.

Die Haupt-Wirtschaftsbaumarten in Deutschland (Fichte, Kiefer, Buche, Eiche, Lärche) sind an stark saure Böden so gut angepasst, dass sie nur in Extremsituationen ertragskundlich relevante Reaktionen auf Kalkung zeigen. Eine waldbauliche Notwendigkeit der Kalkung lässt sich allenfalls begründen, wo anspruchsvolle, säureempfindliche Baumarten wie Ahorn, Esche oder Ulme auf stark versauerten Böden zur Erhöhung der Baumartenvielfalt eingebracht werden sollen (vgl. WEBER & BAHR 2000).

8.3 Zielkonflikte zwischen Waldkalkung und Naturschutz

Wie in 8.1 ausgeführt, soll der vorsorgende Bodenschutz produktive, funktionstüchtige und stabile Waldökosysteme gewährleisten. Aus den Bodenzuständen (Versauerungsgrade, Texturen) werden Unterschiede in der Häufigkeit der Kalkung sowie der Zusammensetzung des Kalkes abgeleitet (VON WILPERT 2013).

Die Ziele und Leitbilder des Naturschutzes sind demgegenüber viel stärker an der Habitatausstattung orientiert. Die Stellung zur Kalkung hängt vom betroffenen Habitat und von den betrachteten Organismengruppen ab. In der folgenden Betrachtung werden vier typische Ausgangslagen für den Waldnaturschutz unterschieden.

8.3.1 Totalreservate

In Totalreservaten wie Naturwaldreservaten und Kernzonen von Nationalparks und Biosphärenreservaten ist die un gelenkte Entwicklung der Waldlebensgemeinschaften das Oberziel. Lenkende, ja selbst kompensierende Eingriffe in den Stoffhaushalt sind hier ausgeschlossen. Toleriert wird allenfalls die Abwendung von Gefahren für Besucher und Umgebung, z. B. durch Wildtierregulation oder Management von Borkenkäfergradationen. Man wird bemüht sein, diese Wälder durch Pufferzonen so weit als möglich gegen anthropogene Einträge zu schützen. Auch diese Totalreservate unterliegen den versauernden und eutrophierenden Immissionen, aber man wird sie nicht kalkan. Diese Wälder sind auch Referenzökosysteme für eine völlig eingriffsfreie Waldentwicklung.

8.3.2 Bodensaure Extremstandorte

Von Natur aus azidophytische Lebensgemeinschaften wie Wälder der Hochmoore, saure Zwischen- und Niedermoore, Blockhalden und Block- und Felshänge aus sauren Silikatgesteinen (welche bislang immer noch häufig gekalkt werden) oder Flugsanddünen werden durch Stickstoffeinträge wie durch Kalkung direkt beeinträchtigt. Sie fallen in ihren extremeren Ausprägungen unter den Biotopschutz des § 30 BNatSchG, welcher Eingriffe, die zum Verlust des Standortcharakters führen, explizit verbietet. Um Schädigungen der besonders empfindlichen Moose zu vermeiden, müssen ungekalkte Pufferzonen eingehalten werden, welche sich je nach Dichte und räumlicher Anordnung der Biotope zu erheblichen Ausschlussgebieten addieren können. Zuschläge von Phosphat wirken meliorierend und sollten unterlassen werden.

8.3.3 Nährstoffarme Lichtwälder

Von Natur aus stark bodensaure und durch frühere Hute- und Streunutzung verhagerte Wälder, meist mit höheren Kiefern- und Eichenanteilen sowie Krautschichten mit Beersträuchern, Ginster, Pfeifengras und Habichtskräutern, in montanen Lagen auch mit Fichten und Tannen, sind relativ nährstoffarme Systeme mit begrenzter Produktivität. Sie sind Lebensraum für die oligotraphenten Arten und bewahren in eutrophierten Landschaften die letzten Relikte der vorindustriellen Kulturlandschaft. Wurde hier bis in die 1960er Jahre meist eine Verbesserung der Wuchsbedingungen durch Melioration, Waldumbau oder gar Düngung angestrebt, verdient heute ihre Bedeutung für die Lebensraumvielfalt vermehrte Beachtung. Kalkung leistet hier einem Abbau der Kulturlandschaftsrelikte zu Gunsten von Eutrophierungszeigern Vorschub. Der beschleunigte Abbau des häufig vorhandenen Auflagehumus ist kritisch zu bewerten, da relativ schnell die gespeicherten Nährstoffe freigesetzt werden, während die erwartete Zunahme der Nährstoffspeicherung im Oberboden frühestens nach mehreren Jahren wirksam wird.

Eine operationale Auflösung des Zielkonfliktes wird dadurch erschwert, dass die gefährdeten Waldlebensräume im Gegensatz zu den geschützten Sonderstandorten nicht immer durch entsprechende Fachkartierungen erfasst sind. Zum Schutz dieser Komponente der Biodiversität ist es zu empfehlen, nährstoffarme bodensaure Standorte auf groben, quarzreichen Substraten grundsätzlich von Kalkungen auszuschließen.

8.3.4 Naturnahe Wirtschaftswälder

In produktiven Wirtschaftswäldern mittlerer (mesotropher) Standorte hängt die waldspezifische Biodiversität vor allem vom Belassen von Laubholzanteilen, Altbestandesresten, Totholz und Biotopbäumen ab. Die Wirkungen der Kalkung auf die Biodiversität sind hier weniger gravierend und sind in der bislang wenig erforschten Beeinträchtigung von rinden-, totholz- und gesteinsgebundenen Kryptogamengemeinschaften (Moose, Flechten, Pilze) und der davon abhängigen Tierzönosen zu sehen. Im Gegensatz zu den unter 8.3.1 bis 8.3.3 genannten Waldbiotopen stehen hier forstliche Produktion und Wohlfahrtsfunktion im Mittelpunkt und haben bei der Bewertung der Kalkung Vorrang. Dabei sind Notwendigkeit, Kosten und Nutzen sorgfältig gegeneinander abzuwägen (Abschnitt 8.2).

Zur kritischen Überprüfung der Zielerreichung werden Ausweitung und Beobachtung von ausreichend großen ungekalkten Referenzgebieten in allen Wuchsgebieten empfohlen. Wo diese auf Grund früherer Kalkungswellen nicht mehr realisierbar sind, sollten Vergleiche mit ungekalkten Referenzgebieten in Nachbarregionen angestellt werden.

8.3.5 Naturferne Wirtschaftswälder

In mit standortfremden Baumarten bestockten, strukturarmen Forsten sind die Zielkonflikte zwischen Kalkung und Naturschutz am geringsten. Die Herstellung größerer Naturnähe und Förderung standortsheimischer Waldarten kann hier am besten durch Waldumbau unter Verwendung heimischer Baumarten erfolgen und erfordert keine Flankierung durch Kalkung, die hier vorrangig nach funktionalen und ökonomischen Kriterien zu bewerten ist. Die Anreicherung von Laubbäumen leistet einen Beitrag zur Reduzierung der Einträge (FORSTBW 2013) und kann gerade auf armen Standorten das N- und C-Speichervermögen und die Biomasseproduktion erhöhen (vgl. PRETZSCH et al. 2013) und entspannt „somit die N-Problematik“.

8.4 Das Dilemma der ambivalenten Wirkung der Waldkalkung

Auf den in Deutschland häufigen Standorten mit defizitären Calcium- und Magnesiumbilanzen und einer nach wie vor überhöhten Säuredeposition muss bei Kalkung wie beim Unterlassen einer Kalkung eine Zunahme der Stickstoffprobleme erwartet werden. Das N-Speichervermögen schwach gepufferter Böden dürfte sich bei zunehmender Versauerung und nachlassender Calcium- und Magnesiumversorgung verringern. Damit dürfte sich die N-Sättigung bei bleibend überhöhten N-Einträgen noch verschärfen. Damit besteht die Gefahr einer Homogenisierung der Standortbedingungen in Richtung „sauer, basenarm aber stickstoffreich“.

Die Kalkung kann dieses Nährstoffungleichgewicht reduzieren, wirkt damit jedoch auch düngend. Daher können die nachteiligen Wirkungen von N-Eutrophierung auf Waldfunktionen und Biodiversität durch Kalkung nicht ausgeglichen werden. In den wenigen verbleibenden stickstofflimitierten Waldökosystemen sauer-oligotropher Standorte mobilisiert Kalkung gar die in Humusaufgaben festgelegten N-Vorräte und beschleunigt den Rückgang gefährdeter Arten auf Kosten von ubiquitären Nährstoffzeigern. Auf Landschaftsebene droht eine großflächige Nivellierung des N-Angebots und der davon abhängigen Artengemeinschaften. Die gemeinsame Forderung von Bodenschutz und Naturschutz muss daher eine weitere Absenkung der N-Immissionen sein.

8.5 Fazit

Aufgrund der niedriger gewordenen Immissionen insgesamt, der zunehmenden Eutrophierung der Wälder, der gestiegenen Zuwächse und der ambivalenten Wirkung von Waldkalkungen ist auch die Förderungswürdigkeit der Waldkalkung neu zu überdenken. Bislang werden die Kosten von Waldkalkungen meist vollständig vom Steuerzahler finanziert. Da Waldkalkung heute eine starke Komponente einer düngenden Wirkung hat, und die Kompensation von Säureeinträgen zunehmend an Bedeutung verliert, sollte die finanzielle Förderung von Waldkalkung nur dann weitergeführt werden, wenn Beeinträchtigungen des Waldbestands oder der Waldfunktionen sichtbar sind bzw. klar belegt werden können (z. B. durch Nährelementanalysen, Zuwachsrückgänge, Trinkwasseranalysen). Ansonsten sollte der jeweilige Forstbetrieb selbst über seine Investitionen für Waldkalkungen entscheiden und diese auch bezahlen. Schließlich geht heute mit den N-Immissionen eine „völlig kostenlose“ Walddüngung einher, welche durch Kalkung und insbesondere durch Zuschläge weiterer Nährelemente (P- und K-haltige „Forst-Sondermischungen“, vgl. VON WILPERT & SCHÄFFER 2000, Holzaschen) komplettiert wird und zum verstärkten Wachstum und zur Eutrophierung der Wälder beiträgt.

Danksagung

Für konstruktive Kritik und hilfreiche Kommentare danken wir 2 anonymen Gutachtern sowie Dr. Jan Evers (Göttingen), Prof. Dr. Dr. h.c. Jürgen Huss (Freiburg), Dr. Christian Kölling (Freising), Prof. Dr. Friederike Lang (Freiburg), Dr. Jörg-Uwe Meineke (Freiburg), Dr. Hans-Gerd Michiels (Freiburg), Dr. Patrick Pyttel (Weihenstephan), Dr. Marion Schrupf (Jena), Prof. Dr. Heinrich Spiecker (Freiburg), Dr. Helge Walentowski (Freising) und Dr. Klaus von Wilpert (Freiburg). Für die Übersetzung der Zusammenfassung ins Englische danken wir Bernhard Thiel (Freiburg).

Literatur

- ABER, J., NADELHOFFER, K., STEUDLER, P., MELILLO, J.M. (1989): Nitrogen saturation in Northern Forest Ecosystems. *BioScience* **39**: 378-386.
- ABER, J.D., McDOWELL, W., NADELHOFFER, K., MAGILL, A., BERTSON, G., KAMAKEA, M., McNULTY, S., CURRIE, W., RUSTAD, L., FERNANDEZ, I. (1998): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: hypotheses revisited. *BioScience* **48**: 921-934.
- ABER, J.D. (1992): Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **7**: 220-224.
- AHRENS, M. (1994): Das Lebermoos *Anastrophyllum michauxii* (F. Web.) Buch im Schwarzwald (Südwestdeutschland). *Herzogia* **10**: 115-119.
- AHRENS, M. (1995): Einfluss der Waldkalkung auf die Moosflora und die Moosvegetation des Nordschwarzwalds. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* **70**: 455-496.
- ANDERSSON, S. (1996): Ectomycorrhizal activity as affected by soil liming. PhD-thesis, Lund: 33 pp.
- ANDERSSON, S., NILSSON S.I. (2001): Influence of pH and temperature on microbial activity, substrate availability of soil-solution bacteria and leaching of dissolved organic carbon in a mor humus. *Soil Biol. & Biochemistry* **33**: 1181-1191.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (2003): Forstliche Standortsaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. 6. Aufl., IHW-Verlag Eching: 352 S.

- ARMBRUSTER, M., KÖHLER, H., FEGER, K.H. (2000): Chemische Zusammensetzung zweier quellnaher Waldbäche im Hochschwarzwald – Abflussabhängige Variabilität und Einfluss einer Bodenkalkung. *Forstw. Cbl.* **119**: 249-262.
- AUGUSTIN, S., ACHERMANN, B. (2012): Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung. *Schweiz. Z. Forstwes.* **163**: 323-330.
- AUGUSTIN, S., BOLTE, A., HOLZHAUSEN, M., WOLFF, B. (2005): Exceedance of critical loads of nitrogen and sulphur and its relation to forest conditions. *Eur. J. Forest Res.* **124**: 289-300.
- AUGUSTO, L., RANGER, J., BINKLEY, D., ROTHE, A. (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Ann. For. Sci.* **59**: 233-253.
- BAUER, G.A. (1997): Stickstoffhaushalt und Wachstum von Fichten- und Buchenwäldern entlang eines europäischen Nord-Süd-Transektes unter besonderer Berücksichtigung der Nitratsnutzung. Dissertation Universität Bayreuth: 176 S.
- BECKER, M., BONNEAU, M., LE TACON, F. (1992): Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. *J. Veg. Sci.* **3**: 467-474.
- BILLET, M.F., PARKER-JERVIS, F., FITZPATRICK, E.A., CRESSER, M.S. (1990): Forest soil chemical changes between 1949/50 and 1987. *J. Soil Sci.* **41**: 133-145.
- BINKLEY, D., FISHER, R.F. (2013): Ecology and Management of Forest Soils. 4th Ed., Wiley-Blackwell, Oxford: 347 pp.
- BIRKHOFFER, K., WOLTERS, V. (2010): Modellierung und Kartierung räumlich differenzierter Wirkungen von Stickstoffeinträgen in Ökosysteme im Rahmen der UNECE-Luftreinhaltkonvention. Teilbericht IV: Der Einfluss anthropogener Stickstoffeinträge auf die Diversität und Funktion von Bodenorganismen. UBA Texte **10**: 142 S.
- BLOCK, J. (2002): Belastung des rheinland-pfälzischen Waldes durch die Ammoniakemission aus der Landwirtschaft. *Forst u. Holz* **57**: 10-15.
- BLOCK, J. (2006): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. *Mitt. Forschungsanst. Waldökologie und Forstwirtschaft* **60**: 1-31.
- BLOCK, J., GAUER, J. (2012): Waldbodenzustand in Rheinland-Pfalz: Ergebnisse der zweiten landesweiten Bodenzustandserhebung BZE II. *Mitt. Forschungsanst. Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz* **70**: 228 S.
- BLOCK, J., MEIWES, K.J. (2013): Erhaltung der Produktivität der Waldböden bei der Holz- und Biomassenutzung. In: BACHMANN, G., KÖNIG, W., UTERMANN, J.: Bodenschutz – Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 4200, BoS erg., 1. Lfg. /**13**: 1-50.
- BLOCK, J., ROEDER, A., SCHÜLER, G. (1997): Waldbodenrestaurierung durch Aktivierung ökosystemarer Nährstoffkreisläufe. Grundlagen und Maßnahmen in Rheinland-Pfalz. *AFZ DerWald* **1**: 29-33.
- BLUM, J.D., KLAUJE, A., NEZAT, C.A., DRISCOLL, C.H., JOHNSON, C.H., SICCAMA T.G., EAGAR, C.H., FAHEY, T.J., LIKENS, G.E. (2002): Mycorrhizal weathering of apatite as an important source in base-poor forest ecosystems. *Nature* **417**: 729-731.
- BOBBINK, R., HETTELINGH, J.P. et al. (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proc. Workshop, 23-25 June 2010, Noordwijkerhout. URL: www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/680359002.pdf [access 26-05-2012].
- BOBBINK, R., HORNING, M., ROELOFS, J.G.M. (1998): The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.* **86**: 717-738.
- BOUDOT, J.P., BECQUER, T., MERLET, D., ROUILLER, J. (1994): Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). *Ann. Sci. For.* **51**: 27-51.
- BOXMAN, A.W., VAN DAM, D., VAN DIJK, H.F.G., HOGERVORST, R.F., KOOPMANS, C.J. (1995): Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *For. Ecol. Managem.* **71**: 7-29.
- BRAUN, S., CANTALUPPI, L., FLÜCKIGER, W. (2005): Fine root stands of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* along a gradient of soil acidification. *Environm. Pollution* **137**: 574-579.
- BRAUN, S., THOMAS, V.F.D., QUIRING, R., FLÜCKIGER, W. (2010): Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environm. Pollut.* **158**: 2043-2052.
- BRAUN, S., FLÜCKIGER, W. (2012): Bodenversauerung in den Flächen des Interkantonalen Walddauerbeobachtungsprogramms. *Schweiz. Z. Forstwes.* **163**: 374-382.
- BRAUN, S., RIHM, B., FLÜCKIGER, W. (2012): Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald Ausmass und Auswirkungen. *Schweiz. Z. Forstwes.* **163**: 355-362.
- BRAUN, S., SCHINDLER, C., VOLZ, R., FLÜCKIGER, W. (2003): Forest damage by the storm "Lothar" in permanent observation plots in Switzerland: the significance of soil acidification and nitrogen deposition. *Water, Air, and Soil Pollut.* **142**: 327-340.
- BREEMEN, N. VAN, LUNDSTRÖM, U.S., JONGMANS, A.G. (2000): Do plants drive podzolization via rock eating mycorrhizal fungi? *Geoderma* **94**: 163-172.
- BROSINGER, F. (2010): Bayerns Waldböden in gutem Zustand. Ein erstes Fazit aus den Ergebnissen der zweiten bundesweiten Bodenzustandsinventur im Wald (BZE 2). *LWF aktuell* **78**: 35-36.
- BRUMME, R., KHANNA, P.K. (2012): Functioning and management of European Beech ecosystems. *Ecol. Studies* **208**: 1-499.
- BRUNET, J., NEYMARK, M. (1992): Importance of soil acidity to the distribution of rare forest grasses in south Sweden. *Flora* **187**: 317-326.
- BUBERL, H., VON WILPERT, K., TREFZ-MALCHER, G., HILDEBRAND, E.E., WIEBEL, M. (1994): Der chemische Zustand von Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-92 (BZE). *Mitt. d. Forstl. Versuchs- u. Forschungsanst. Bad.-Württ.* **182**: 99 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMVEL) (2004): Die zweite Bundeswaldinventur – BWI II. Das Wichtigste in Kürze. Bonn: 87 S.
- BURKHARDT, J. (2010): Hygroscopic particles on leaves: nutrients or desiccants? *Ecological Monographs* **80**: 369-399.
- CATT, J. A. (1985): Natural soil acidity. *Soil Use and Management* **1**: 8-9.
- CROWLEY, K.F., MCNEIL, B.E., LOVETT, M., CANHAM, C.D., DRISCOLL, C.T., RUSTAD, L.E., DENNY, E., HALLETT, R.A., ARTHUR, M.A., BOGGS, J.L., GOODALE, C.L., KAHL, J.S., McNULTY, S.G., OLLINGER, S.V., PARDO, L.H., SCHABERG, P.G., STODDARD, J.L., WEAND, M.P., WEATHERS, K.C. (2012): Do Nutrient Limitation Patterns Shift from Nitrogen Toward Phosphorus with Increasing Nitrogen Deposition Across the Northeastern United States? *Ecosystems* DOI: 10.1007/s10021-012-9550-2.

- CRAINE, J.M., MORROW, C., FIERER, N. (2007): Microbial nitrogen limitation increases decomposition. *Ecology* **88**: 2105-2113.
- DAMMANN, I., EVERS, J., PAAR, U., EICHHORN, J. (2013): Ernährung von Buche und Kiefer in Nordwestdeutschland. Ergebnisse der BZE II in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt. *AFZ DerWald* **14**: 4-10.
- DE VRIES, W., REINDS, G.J., GUNDERSEN, P., STERBA, H. (2006): The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biol.* **12**: 1151-1173.
- DE VRIES, W., KROS, H., REINDS, G.J., WAMELINK, G., MOL, J., VAN DOBBEN, H., BOBBINK, R., EMMETT, B., SMART, S., EVANS, C., SCHLUTOW, A., KRAFT, P., BELYAZID, S., SVERDRUP, H., VAN HINSBERG, A., POSCH, M., HETTELINGH, J.-P. (2007): Development in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra report 1382, Wageningen: 206 pp.
- DE WIT, H., MULDER, J., NYGAARD, P.H., AAMLID, D., HUSE, M., KROTNES, E., WOLLEBAEK, G., BREAN, R. (2001): Aluminium: The need for a re-evaluation of its toxicity and solubility in mature forest stands. *Water, Air, and Soil Pollut.: Focus* **1**: 103-118.
- DIEKMANN, M., DUPRÉ, C. (1997): Acidification and eutrophication of deciduous forests in northwestern Germany demonstrated by indicator species analysis. *Journal of Vegetation Science* **8**: 855-864.
- DIEPOLDER, M. (2007): Wie viel Stickstoff braucht die Wiese? – Hefterhofer Umweltgespräche, Fachtagung in Salzburg am 21. November 2007, Tagungsthema: „Stickstoff und Umwelt“. Vortrag. URL: http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/stickstoff_wiese.pdf [access 26-11-2013].
- DURKA, W., SCHULZE, E.-D. (1992): Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges. *UWSF – Z Umweltchem Ökotox* **4**: 217-226.
- DURKA, W., SCHULZE, E.D., GEBAUER, G., VOERKELIUS, S. (1994): Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from 15N and 18O measurements. *Nature* **372**: 765-767.
- DZWONKO, Z., GAWRÓNSKI, S. (2002): Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biol. Cons.* **106**: 389-398.
- EIDEN, R. (1998): Air pollution and deposition. *Ecol. Studies* **77**: 57-106.
- EISENBEIS, G., WARTUSCH, T., ROHE, W. (1992): Ökophysiologische Untersuchungen zum Einfluß forstlicher Puffersubstanzen auf die Kahlrückige Waldameise (*Formica polyctena* (Först.) (Hymenoptera, Formicidae)). *Mitt. FVA Rh.-Pf.* **21**: 189-218.
- ELDHUSET, T.D., LANGE, H., DE WIT, H.A. (2006): Fine root biomass, necromass and chemistry during seven years of elevated aluminium concentrations in the soil solutions of a middle-aged *Picea abies* stand. *Sci. Total. Environm.* **369**: 344-356.
- ELLENBERG, H. (jun.) (1985): Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluß von Düngung und Immissionen. *Schweiz. Z. Forstwesen* **136**: 19-39.
- ELLENBERG, H., LEUSCHNER, CH. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 6. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 1333 S.
- ELLENBERG, H., MAYER, R., SCHAUERMANN, J. (1986): *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Sollingprojekts 1966-1986*. Ulmer, Stuttgart: 507 S.
- ETZOLD, S., WALDNER, P., THIMONIER, A., SCHMITT, M., DOBBERTIN, M. (2013): Tree growth in Swiss forests between 1995 and 2010 in relation to climate and stand conditions: Recent disturbances matter. *Forest Ecol. Manag.* (2013), <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.040>.
- EVERS, J., DAMMANN, I., NOLTENSMEIER, A., NAGEL, R.-V. (2008): Auswirkungen von Bodenschutzkalkungen auf Buchenwälder (*Fagus sylvatica* L.). *Beitr. NW-FVA* **3**: 21-50.
- EVERS, J., PAAR, U. (2013): Bodenzustandserhebungen (BZE I und BZE II) – Wie hat sich der Bodenzustand in Niedersachsens Waldböden verändert? In: *NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hrsg.) (2013): Waldzustandsbericht 2012*, Göttingen: 22-28.
- EVERS, J., PAAR, U., EICHHORN, J. (2013): Bestätigt die BZE die Trophieeinschätzung der forstlichen Standortkartierung? Ergebnisse der BZE II in Niedersachsen, Hessen und Sachsen-Anhalt. *AFZ DerWald* **14**: 11-15.
- EWALD, J. (2007): Bimodal spectra of nutrient indicators reveal abrupt eutrophication of pine forests. *Preslia* **79**: 391-400.
- EWALD, J. (2009): Bimodale Spektren von Nährstoffzeigerwerten in Bayerns Nadelwäldern. *Forstarchiv* **80**: 189-194.
- EWALD, J., HENNEKENS, S., CONRAD, S., WOHLGEMUTH, T., JANSEN, F., JENSSEN, M., CORNELIS, J., MICHIELS, H.-G., KAYSER, J., CHYTRÝ, M., GÉGOUT, J.-C., BREUER, M., ABS, C., WALENTOWSKI, H., STARLINGER, F., GODEFROID, S. (2013): Spatial and temporal patterns of Ellenberg values for nutrients in forests of Germany and adjacent regions – a survey based on phytosociological databases. *Tuexenia* **33**: 93-109.
- FALK, W., STETTER, U. (2010): Stickstoff – vom Mangel in den Überfluss. Ein Teil der Waldstandorte kann keinen zusätzlichen Stickstoff mehr speichern. *LWF aktuell* **78**: 18-20.
- FALKENGREN-GRERUP, U., TYLER, G. (1992): Changes since 1950 of mineral pools in the upper C-horizon of Swedish deciduous forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution* **64**: 495-501.
- FALKENGREN-GRERUP, U., TYLER, G. (1993): *Experimental evidence* for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *For. Ecol. Managem.* **60**: 311-326.
- FENN, M.E., JOVAN, S., YUAN, F., GEISER, L., MEIXNER, T., GIMENO, B.S. (2008): Empirical and simulated critical loads for nitrogen deposition in California mixed conifer forests. *Environmental Pollut.* **155**: 492-511.
- FIEDLER, H.J., FIEDLER, E., HOFFMANN, F., HÖHNE, H., SAUER, G., THOMAS, H. (1962): Auswertung eines Streunutzungsversuches von H. Vater aus dem Jahre 1912. *Arch. f. Forstw.* **11**: 70-128.
- FISCHER, R., WALDNER, P., CARNICER, J., COLL, M., DOBBERTIN, M., FERRETTI, M., HANSEN, K., KINDERMANN, G., LASCH-BORN, P., LORENZ, M., MARCHETTO, A., MEINING, S., NIEMINEN, T., PENUELAS, J., RAUTIO, P., REYER, C., ROSKAMS, P., SÁNCHEZ, G. (2012): *The Condition of Forests in Europe. 2012 Executive Report*. ICP Forests, Hamburg, 24 pp. URL: <http://icp-forests.net/page/icp-forests-executive-report> [access 19-11-2013].
- FISCHER, A. (1999): Floristical changes in Central European forest ecosystems during the past decades as an expression of changing site conditions. *Eur. For. Inst. Proc.* **27**: 53-64.
- FLÜCKIGER, W., BRAUN, S. (1999): Nitrogen and its effects on growth, nutrient status and parasite attacks in beech and Norway spruce. *Water, Air, and Soil Pollut.* **116**: 99-110.
- FLÜCKIGER, W., BRAUN, S., MAINIERO, R., SCHÜTZ, K., THOMAS, V. (2011): Auswirkungen erhöhter Stickstoffbelastung auf die Stabilität des Waldes. *Synthesebericht. Schönenbuch*: Institut Angewandte Pflanzenbiologie, 87 S. URL: www.bafu.admin.ch/wald.
- FOG, K. (1988): The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* **63**: 433-462.
- FORSTBW (2013): *Waldzustandsbericht 2012*. Freiburg: 64 S.

- FORTMANN, H., RADEMACHER, P., GROH, H., HÖPER, H. (2012): Stickstoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: HÖPER, H., MEESENBERG, H. (Hrsg.): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. Geoberichte **23**: 48-69.
- FRACEK, K., MOSIMANN, T. (2013): Wissensbasierte Modellierung der Mächtigkeit des kalkfreien Bodenbereiches in den Waldböden des Kantons Basel-Landschaft (Nordwestschweiz). Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz **13**: 5-16.
- FRIEDRICH, U., VON OHEIMB, G., DZIEDEK, C., KRIEBITZSCH, W.U., SELBMANN, K., HÄRDLE, W. (2011a): Mechanisms of purple moor-grass (*Molinia caerulea*) encroachment in dry heathland ecosystems with chronic nitrogen inputs. Environm. Pollut. **159**: 3553-3559.
- FRIEDRICH, U., FALK, K., BAHLMANN, E., MARQUARDT, T., MEYER, H., NIEMEYER, T., SCHEMMELE, S., VON OHEIMB, G., HÄRDLE, W. (2011b): Fate of airborne nitrogen in heathland ecosystems – a 15N tracer study. – Global Change Biology.
- GAERTIG, T., HILDEBRAND, E. (2003): Der Einfluss der Bodenversauerung auf die Waldstruktur in Wäldern. AFJZ **174**: 44-49.
- GASCHE, R., PAPAN, H. (2012): A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany: 2. NO and NO₂ fluxes. J. Geophys. Res. **104**: 18505-18520.
- GEBAUER, G., ZELLER, B., SCHMIDT, G., MAY, C., BUCHMANN, N., COLIN-BELGRAND, M., DAMBRINE, E., MARTIN, F., SCHULZE, E.D., BOTTNER, P. (2000): Fate of 15N-labelled nitrogen inputs to coniferous and broadleaved forests. Ecol. Studies **142**: 144-170.
- GEIBE, C.E., HOLMSTRÖM, S.J.M., VON HEES, P.A.W., LUNDSTRÖM, U.S. (2003): Impact of lime and ash applications on soil solution chemistry of an acidified podzolic soil. Water, Air, and Soil Pollution: Focus **3**: 77-96.
- GERBOTH, G. (1998): Änderungen von Humusformen im nördlichen Oberschwaben. Schriftenr. Freiburger Forstl. Forsch. **3**: 163 S.
- GLATZEL, G. (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems **27**: 1-8.
- GODBOLD, D.L., FRITZ, E., HÜTTERMANN, A. (1988): Aluminum toxicity and forest decline. Proc. Natl. Acad. Sci. USA **85**: 3888-3892.
- GÖRANSSON, A., ELDHUSET, T.D. (1995): Effects of aluminium ions on uptake of calcium, magnesium and nitrogen in *Betula pendula* seedlings growing at high and low nutrient supply rates. Water, Air, and Soil Pollut. **83**: 351-361.
- GRAF PANNATIER, E., WALTHERT, L., BLASER, P. (2004): Solution chemistry in acid forest soils: are the BC:AL ratios as critical as expected in Switzerland. J. Plant Nutr. Soil Sci. **167**: 160-168.
- GUCKLAND, A., AHRENDTS, B., PAAR, U., DAMMAN, I., EVERS, J., MEIWES, K.J., SCHÖNFELDER, E., ULLRICH, T., MINDRUP, M., KÖNIG, N., EICHHORN, J. (2012): Predicting depth translocation of base cations after forest liming – results from long-term experiments. Eur. J. Forest Res. **131**: 1869-1887.
- HAHN, G., & MARSCHNER, H. (1998): Effect of acid irrigation and liming on root growth of Norway spruce. Plant and Soil **199**: 11-22.
- HARRISON, A.F., SCHULZE, E.D., GEBAUER, G., BRUCKNER, G. (2000): Canopy uptake and utilization of atmospheric pollutant nitrogen. Ecol. Stud. **142**: 171-188.
- HARTMANN, P., FISCHER, R., SCHEIDLER, M. (1989): Auswirkungen der Kalkdüngung auf die Bodenfauna in Fichtenforsten. Verh. Ges. Ökol. **17**: 585-589.
- HEISNER, U., RABER, B., HILDEBRAND, E.E. (2004): The importance of the soil skeleton for plant-available nutrients in sites of the Southern Black Forest, Germany. Eur. J. For. Res. **123**: 249-257.
- HEISNER, U., VON WILPERT, K., HILDEBRAND, E. (2003): Vergleich aktueller Messungen zum Aziditätsstadium südwestdeutscher Waldböden mit historischen Messungen von 1927. AFJZ **174**: 41-44.
- HELMISAARI, H.S., HANSSON, K.H., JACOBSON, S., KUKKOLA, M., LUIRO, J., SAARSALMI, A., TAMMINEN, P., TVEITE, B. (2011): Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. For. Ecol. Manag. **261**: 1919-1927.
- HILDEBRAND, E.E. (1994): N-Deposition as a site factor for forest stands in southwestern Germany. Nova Acta Leopoldina NF **70**: 418-424.
- HILDEBRAND, E.E., SCHACK-KIRCHNER, H. (2000): Initial effects of lime and rock powder application on soil solution chemistry in a dystic cambisol – results of model experiments. Nutr. Cycl. Agroecosys. **56**: 69-78.
- HÖCKE, C. (2006): Langfristige Veränderungen der Bodenvegetation und von Bodeneigenschaften durch Walddüngungen im Nordschwarzwald und auf der Baar. – Diss. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften, Univ. Freiburg: 137 S.
- HOFMEISTER, J., OULEHLE, P., KRÁM, P., HRUŠKA, J. (2008): Loss of nutrients due to litter raking compared to the effect of acidic deposition in two spruce stands. Czech Republic. Biogeochemistry **88**: 139-151.
- HÖGGER, P., FAN, H., QUIST, M., BRINKLEY, D., TAMM, C.O. (1986): Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. Global Change Biol. **12**: 489-499.
- HÖGGER, P., JOHANNISSON, C., YARWOOD, S., CALLENSON, I., NÄSHOLM, T., MYROLD, D.D., HÖGGER, M.N. (2011): Recovery of ectomycorrhiza after „Nitrogen saturation“ of a coniferous forest. New Phytologist **189**: 515-525. DOI 10.1111/j.1469-8137.2010.03485.
- HÖGGER, P., READ, D.J. (2006): Towards a more plant physiological perspective on soil ecology. Trends in Ecology and Evolution **21**: 548-554.
- HORN, R., SCHULZE, E.D., HANTSCH, R. (1989): Nutrient balance and element cycling in healthy and declining Norway spruce stands. Ecol. Stud. **77**: 444-458.
- HOVMAND, M.F., BILLE-HANSEN, J. (1999): Atmospheric Input to Danish Spruce Forests and Effects on Soil Acidification and Forest Growth Based on 12 Years Measurements. Water, Air, and Soil Pollut. **116**: 75-88.
- HUBER, C., KREUTZER, K., RÖHLE, H., ROTHE, A. (2004): Response of artificial acid irrigation, liming, and N-fertilisation on elemental concentrations in needles, litter fluxes, volume increment, and crown transparency of a N saturated Norway spruce stand. Forest Ecol. Manag. **200**: 3-21.
- HUBER, C., WEIS, W., GÖTTLEIN, A. (2006): Tree nutrition of Norway spruce as modified by liming and experimental acidification at the Höglwald site, Germany, from 1982 to 2004. Ann. For. Sci. **63**: 861-869.
- HÜTTL, R.F. (1989): Liming and Fertilization as Mitigation Tools in declining Forest Ecosystems. Water, Air, and Soil Pollut. **44**: 93-118.
- HÜTTL, R.F., ZÖTTL, H.W. (1993): Liming as a mitigation tool in Germany's declining forests – reviewing results from former and recent trials. Forest Ecol. Manag. **61**: 325-338.

- IMMER, A., SCHMIDT, W., MEIWES, K.J., BEESE, F. (1993): Langzeitwirkungen von Kalkung und Düngung auf den chemischen Zustand im Oberboden, die Humusfirmen und die Bodenvegetation in einem Fichtenforst. *Forstw. Cbl.* **112**: 334-346.
- INGESTAD, T. (1987): New concepts on soil fertility and plant nutrition as illustrated research on forest trees and stands. *Geoderma* **40**: 237-352.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC, 2006): National Greenhouse Gas inventories Programme, Vol. 4: Agriculture, Forestry and other Land Use (AFOLU). URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/> [access 19-11-2013].
- JACOBSON, S., KUKKOLA, M., MÄLKÖNEN, E., TVEITE, B. (2000): Impact of whole tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *For. Ecol. Manag.* **129**: 41-51.
- JANNSENS, I., LUYSSAERT, S. (2009): Nitrogen's carbon bonus. *Nature Geoscience* **2**: 318-319.
- JENTSCHKE, G., DREXHAGE, M., FRITZ, H.-W., FRITZ, E., SCHELLA, B., LEE, D.-H., GRUBER, F., HEIMANN, J., KUHR, M. (2001): Does soil acidity reduce subsoil rooting in Norway spruce (*Picea abies*)? *Plant and Soil* **237**: 91-108.
- JONGMANS, A.G., VAN BREEMEN, N., LUNDSTRÖM, U., VAN HEES, P.A.W., FINLAY, R.D., SRINIVASAN, M., UNESTAM, T., GIESLER, R., MELKERUD, P.-A., OLSSON, M. (1997): Rock-eating fungi. *Nature* **389**: 682-683.
- KAHLE, H.P., KARJALAINEN, T., SCHUCK, A., AGREN, G.I., KELLOMÄKI, S., MELLERT, K.H., PRIETZEL, J., REHFUESS, K.E., SPIECKER, H. (Eds.) (2008): Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe – Results of the Recognition Project. Brill, Leiden. *Eur. For. Inst. Res. Rep.* **21**: 272 p.
- KATZENSTEINER, K., GLATZEL, G., KAZDA, M. (1992): Nitrogen-induced nutritional imbalances – A contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian Forest. *For. Ecol. Manag.* **51**: 29-42.
- KAUPENJOHANN, M. (1995): Wirkungen der Kalkung auf Bäume und Bodenvegetation. *AFZ DerWald* **50**: 942-945.
- KAUPPI, P.E., MIELIKAINEN, K., KUUSELA, K. (1992): Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science* **256**: 70-74.
- KAZDA, M. (1990): Indications of unbalanced nitrogen nutrition of Norway spruce stands. *Plant and Soil* **128**: 97-101.
- KJØLLER, R., CLEMMENSEN, K.E. (2008): The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden. *Skogsstyrelsen, RAPPORT 4*. Jönköping: 60 S.
- KLEMM, O. (1989): Leaching and uptake of ions through above-ground Norway spruce tree parts. *Ecol. Stud.* **77**: 210-237.
- KOCHIAN, L.V., PINEROS, M.A., HOEKENGA, O.A. (2005): The physiology, genetics and molecular biology of plant aluminium resistance and toxicity. *Plant and Soil* **274**: 175-195.
- KOELE, N., HILDEBRAND, E.E., SCHACK-KIRCHNER, H. (2010): Effects of weathering state of coarse-soil fragments on tree-seedling nutrient uptake. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **173**: 245-251.
- KOELE, N., TURPAULT, M.-P., HILDEBRAND, E.E., UROZ, S., FREY-KLETT, P. (2009): Interactions between mycorrhizal fungi and mycorrhizosphere bacteria during mineral weathering: Budget analysis and bacterial quantification. *Soil Biol. Biochem.* **41**: 1935-1942.
- KOHLER, M., VON WILPERT, K., HILDEBRAND, E.E. (2000): The soil skeleton as a source for the short-term supply of "base cations" in forest soils of the black forest (Germany). *Water, Air, and Soil Pollut.* **122**: 37-48.
- KOLB, E., GÖTTLEIN, A. (2012): Regionale Bewertung erntebedingter Nährstoffentzüge. *AFZ DerWald* **15**: 5-7.
- KOLK, A., KUBIAK, R., EICHHORN, K.W. (1992): Beeinflussung von Mikroorganismengesellschaften und ihre Aktivitäten in Waldböden durch Kalkungsmaßnahmen. *Mitt. FVA Rh.-Pf.* **21**: 113-122.
- KÖLLING, CH. (2010a): Macht sauer wirklich lustig? Drei Viertel der Waldböden sind kaum versauert, aber das restliche Viertel lässt Probleme erwarten. *LWF aktuell* **78**: 21-24.
- KÖLLING, CH. (2010b): Maß halten. Biomassenutzung kann Produktionskapital verzehren. *LWF aktuell* **78**: 28-31.
- KÖLLING, CH. (2013): Nutzungsmöglichkeiten und Nachhaltigkeitsgrenzen im Wald: Konzepte der Biomassenutzung für Bayern. In: *FORSTWISS. FAK. UNIV. FREIBURG & FVA BA.-WÜ.* (Hrsg.): *Energieholz und Nachhaltigkeit*. FVA-Fachtagung. Freiburg, 13. Dezember. *Ber. Freiburger Forstl. Forsch.* **94**: 91-98.
- KÖLLING, CH., BORCHERT, H. (2013): Nachhaltige Nutzung des Produktionsfaktors Boden – Herausforderung Kronenbiomassenutzung. *LWF-Wissen* **72**: 47-53.
- KORINTH, E. (2013): Plus wird in Kalk investiert. *BADISCHE ZEITUNG*, 15.3.2013.
- KOTTKE, I., QIAN, X., PRITSCH, K., HAUG, I., OBERWINKLER, F. (1998): *Xerocomus badius* – *Picea abies*, an ectomycorrhiza of high activity and element storage capacity in acidic soil. *Mycorrhiza* **7**: 267-275.
- KRAFT, M., REIF, A., SCHREINER, M., ALDINGER, E. (2003): Veränderungen der Bodenvegetation und der Humusaufgabe im Nordschwarzwald in den letzten 40 Jahren. *Forstarchiv* **74**: 3-15.
- KRAUSS, H.-H., HEINSDORF, D. (2005): Ernährungsstufen für wichtige Wirtschaftsbaumarten. *Beitr. Forstwirtschaft. Landschaftsökol.* **39**: 172-179.
- KREUTZER, K. (1972): Über den Einfluß der Streunutzung auf den Stickstoffhaushalt von Kiefernbeständen. *Forstw. Cbl.* **91**: 263-270.
- KREUTZER, K. (1979): Ökologische Fragen zur Vollbaumernte. *Forstw. Cbl.* **98**: 298-308.
- KREUTZER, K. (1995): Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil* **168/169**: 447-470.
- KREUTZER, K., BUTTERBACH-BAHL, K., RENNENBERG, H., PAPAN, H. (2009): The complete nitrogen cycle of an N-saturated spruce forest ecosystem. *Plant Biol.* **11**: 643-649.
- KUHN, N., AMIET, R., HUFSCHEID, N. (1987): Veränderungen in der Waldvegetation der Schweiz infolge Nährstoffanreicherungen aus der Atmosphäre. *AFJZ* **158**: 77-84.
- KUYPER, T.W. (2013): Die Auswirkungen von Stickstoffeinträgen auf Artengemeinschaften von Pilzen. *Zeitschr. Mykol.* **79** (2): 565-581.
- LAMEIRE, S., HERMY, M., HONNAY, O. (2000): Two decades of change in the ground vegetation of a mixed deciduous forest in an agricultural landscape. *J. Veg. Sci.* **11**: 695-704.
- LANDEWEERT, R., HOFFLAND, E., FINLAY, R., KUYPER, T., VAN BREEMEN, N. (2001): Linking plants to rocks. Ectomycorrhizal fungi mobilizes nutrients from minerals. *Trends Ecol. Evol.* **16**: 248-254.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg., 2011): *Stickstoffdüngung auf Grünland*. Ratgeber 2011, 2 S., Münster. URL: <http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/gruenland/n-duengung-pdf.pdf> [access 19-11-2013].
- LEUSCHNER, CH., HERTEL, D., SCHMID, I., KOCH, O., MUHS, A., HÖLSCHER, D. (2004): Stand fine root biomass and fine root morphology in old-growth beech forests as a function of precipitation and soil fertility. *Plant Soil* **258**: 43-56.

- LEUSCHNER, CH., MEIER, I.C., HERTEL, D. (2006): On the niche breath of *Fagus sylvatica*: soil nutrient status in 50 central European beech stands on a broad range of bedrock types. *Ann. For. Sci.* **63**: 355-368.
- LEUSCHNER, CH., RODE, M.W., HEINKEN, T. (1993): Gibt es eine Nährstoff-Mangelgrenze der Buche im nordwestdeutschen Flachland? *Flora* **188**: 239-249.
- LEUSCHNER, CH., HERTEL, D. (2003): Fine root biomass of temperate forests in relation to soil acidity and fertility, climate, age and species. *Progress in Botany* **64**: 405-438.
- LfU (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (1997): Bodenversauerung, Ursachen – Auswirkungen – Maßnahmen, Literaturstudie. 187 S., Karlsruhe.
- LORENZ, K., FEGER, K.H., KANDELER, E. (2001a): The response of soil microbial biomass and activity of a Norway spruce forest to liming and drought. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **164**: 9-19.
- LORENZ, K., PRESTON, C.A., FEGER, K.H. (2001b): Long-term effects of liming on microbial biomass and activity and soil organic matter quality (¹³C CPMAS NMR) in organic horizons of Norway spruce forests in Southern Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **164**: 555-560.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (2013a): Buchenblätter: mehr Stickstoff, weniger Schadstoffe. LUBW signale 2013: 22-23.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (Hrsg.) (2013b): Der Regen ist nur noch halb so sauer. LUBW signale 2013: 24-25.
- LUDWIG, G., SCHNITTLER, M. (Bearb.) (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. *Schr.R. Vegetationsk.* **28**: 1-744.
- LUNDSTRÖM, U.S., BAIN, D.C., TAYLOR, A.F.S., VAN HEES, P.A.W., GEIBE, C.A., HOLMSTRÖM, S.J.M., MELKERUD, P.-A., FINLAY, R., JONES, D.L., NYBERG, L., GUSTAFSSON, J.P., RIISE, G., TAU STRAND, L. (2003): Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes in Southern Sweden. A joint multidisciplinary study. - *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* **3**: 167-188.
- MAKKONEN-SPIECKER, K. (1985): Auswirkungen des Aluminiums auf junge Fichten (*Picea abies* Karst.) verschiedener Provenienzen. *Forstw. Cbl.* **104**: 341-353.
- MAKKONEN-SPIECKER, K., SPIECKER, H. (1997): Influence of magnesium supply on tree growth. In: HÜTTL, R.F., SCHAAF, W. (eds.): *Magnesium Deficiency in Forest Ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 215-226.
- MARSCHNER, P. (eds.) (2012): *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*. 3. ed., Academic press, London: 651 pp.
- MARSCHNER, H. (1988): *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press, New York/San Francisco/London: 889 pp.
- MARSCHNER, H. (1991): Mechanisms of adaptation of plants to acid soils. *Developments in Plant and Soil Sci.* **45**: 683-702.
- MATTERN, G. (1992): Vergleichende Kompensationskalkung in Rheinland-Pfalz. Auswirkungen der Kalkungsmaßnahmen auf die Bodenvegetation (Höhere Pflanzen, Moose) von Fichtenforsten. *Mitt. FVA Rheinl.-Pf.* **21**: 99-112.
- MATTERN, G. (1996): Auswirkungen der vergleichenden Kompensationskalkung auf Gefäßpflanzen, Moose und Pilze in rheinland-pfälzischen Forstökosystemen. *Diss. Fachbereich Biologie, Universität Mainz*: 218 S.
- MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. *Ber. des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A*, **40**: 217 S.
- MATZNER, E., MEIWES, K.J. (1994): Long-term development of element fluxes with bulk precipitation and throughfall in two German forests. *Environ. Qual.* **23**: 162-166.
- MATZNER, E., MURACH, D. (1995): Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in Central Europe. *Water, Air, and Soil Pollut.* **85**: 63-76.
- MEIWES, K.J., MEESENBURG, H., BARTENS, H., RADEMACHER, P., KHANNA, P. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling: Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst u. Holz* **57**: 428-433.
- MELLERT, K., GENSIO, A., KÖLLING, CH. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* **76**: 35-43.
- MELLERT, K., GÖTTLEIN, A. (2005): Comparison of new foliar nutrient thresholds derives from van den Burg's literature compilation with established central European references. *Eur. J. For. Res.* **131**: 1461-1472.
- MEYER, M. (1992): Untersuchungen zur Restabilisierung geschädigter Waldökosysteme im norddeutschen Küstenraum (Fallstudie Wingst II). *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* **94**: 1-306.
- MINDRUP, M., MEIWES, J. (1995): Bewertung von Kalken für den Wald. *AFZ DerWald* **17**: 928-931.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, ERNÄHRUNG, WEINBAU UND FORSTEN [Rheinland-Pfalz] (Hrsg., 2012): *Waldzustandsbericht 2012*. Mainz: 71 S.
- MÜLLER, CH. (1991): Untersuchungen zum Einfluss von Düngung im Wald auf die Fruktifikation von Mykorrhizapilzen. *Dissertation, Universität Tübingen*: 154 S.
- MURACH, D., PARTH, A. (1999): Feinwurzelwachstum von Fichten beim Dach-Projekt im Solling. *AFZ DerWald* **54**: 58-60.
- NADELHOFFER, K.J. (2000): The potential effects of nitrogen deposition on fine-root production in forest ecosystems. *New Phytologist* **147**: 131-139.
- NADELHOFFER, K.J., COLMAN, B.P., CURRIE, W.S., MAGILL, A., ABER, J.D. (2004): Decadal-scale fates of ¹⁵N tracers added to oak and pine stands under ambient and elevated N inputs at the Harvard Forest (USA). *For. Ecol. Manag.* **196**: 89-107.
- NÄSHOLM, T., EKBLAD, A., NORDIN, A., GIESLER, R., HÖGBERG, M., HÖGBERG, P. (1998): Boreal forest plant stake up organic nitrogen. *Nature* **392**: 914-816.
- NIHLGARD, B. (1970): Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and a spruce forest in South Sweden. *Oikos* **21**: 208-217.
- NORDIN, A., STRENGBOM, J., WITZELL, J. et al. (2005): Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the critical load. *Ambio* **34**: 20-24.
- NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hrsg., 2010): *Merkblatt Bodenschutzkalkungen in Niedersachsen, in Sachsen-Anhalt*: 26 S.
- NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (Hrsg., 2013): *Waldzustandsbericht 2012*. Göttingen: 31 S.
- NOWOTNY, J., DÄHNE, J., KLINGELHÖFER, D., ROTHE, G.M. (1998): Effect of artificial soil acidification and liming on growth and nutrient status of mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Plant and Soil* **199**: 29-40.
- NYBERG, L., LUNDSTRÖM, U., SÖDERBERG, U., DANIELSSON, R., VAN HEES, P. (2001): Is there no impact of soil acidification on coniferous needle composition and tree growth? *Water, Air, and Soil Pollut. Focus* **1**: 242-263.
- NYGAARD, P.H., DE WIT, H.A. (2004): Effects of elevated soil solution Al concentrations on fine roots in a middle-aged Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Plant and Soil* **265**: 131-140.
- OREN, R., SCHULZE, E.D. (1989): Nutritional disharmony and forest decline: A conceptual model. *Ecol. Stud.* **77**: 425-443.

- PABIAN, S.E., RUMMEL, S.M., SHARPE, W.E., BRITTINGHAM, M.C. (2012): Terrestrial Liming As a Restoration Technique for Acidified Forest Ecosystems. *Int. J. For. Res.* Vol. 2012, Article ID 976809: 10 pp.
- PAPEN, H., BUTTERBACH-BAHL, K. (1999): A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany. 1. N₂O emissions. *J. Geophys. Res.* **104**: 18487-18503.
- PERSSON, H., AHLSTRÖM, K. (2002): Fine-root response to nitrogen supply in nitrogen manipulated Norway-spruce catchment areas. *For. Ecol. Manag.* **168**: 29-41.
- PERSSON, T. (1988): Effects of liming on the soil fauna in forests. A literature review. *Statens Naturvårdsverk, Rapport* **3418**: 1-92.
- PHOENIX, G.K., EMMETT, B.A., BRITTON, A.J., CAPORN, S.J.M., DISE, M.B., HELLIWELL, R., JONES, L., LEAKE, J.R., LEITH, I.D., SHEPPARD, L.J., SOWERBY, A., PILKINGTON, M.G., ROWE, E.C., ASHMORE, M.A., POWER, S.A. (2012): Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biol.* **18**: 1197-1215, DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02590.x.
- PRETZSCH, H., BIELAK, K., BRUCHWALD, A., DIELER, J., DUDZINSKA, M., EHRHART, H.-P., JENSEN, A.M., JOHANNSEN, V.K., KOHNLE, U., NAGEL, J., SPELLMANN, H., ZASADA, M., ZINGG, A. (2013): Mischung und Produktivität von Waldbeständen. Ergebnisse langfristiger ertragskundlicher Versuche. *AFJZ* **184**: 177-196.
- PRIETZEL, J., KAISER, K.O. (2005): De-eutrophication of a nitrogen-saturated Scots pine forest by prescribed litter-raking. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **168**: 461-471.
- PRIETZEL, J., REHFUESS, K.E., STETTER, U., PRETZSCH, H. (2008): Changes of soil chemistry, stand nutrition, and stand growth at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in Central Europe during 40 years after fertilization, liming, and lupine introduction. *Eur. J. For. Res.* **127**: 43-61.
- PROVIDOLI, I., BUGMANN, H., SIEGWOLF, R., BUCHMANN, N., SCHLEPPI, P. (2006): Pathways and dynamics of ¹⁵NO₃⁻ and ¹⁵NH₄⁺ applied in a mountain *Picea abies* forest and in a nearby meadow in central Switzerland. *Soil Biology & Biochemistry* **38**: 1645-1657.
- PUHE, J. (1994): Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* (L.) Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A* **108**: 128 pp.
- PUHE, J., ULRICH, B. (2001): *Global Climate Change and Human Impacts on Forest Ecosystems: Postglacial Development, Present Situation and Future Trends in Central Europe*. Springer, Berlin: 512 pp.
- QIAN, X.M., KOTTKE, I., OBERWINKLER, F. (1998): Influence of liming and acidification on the activity of the mycorrhizal communities in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. *Plant and Soil* **199**: 99-109.
- RAPP, C., JENTSCHKE, G. (1994): Acid deposition and ectomycorrhizal symbiosis: field investigations and causal relationships. In: GODBOLD, D.L., HÜTTERMANN, A. (eds.): *Effects of acid rain on forest processes*. Wiley, Liss. New York: 183-230.
- RASPE, S., DIETRICH, H.-P., ZIMMERMANN, L. (2013): Stoffeinträge sind ein Standortsfaktor. Internationale Modellrechnungen und langjährige Messungen an Waldklimastationen belegen Überschreitung kritischer Belastungsschwellen. *LWF aktuell* **94**: 18-22.
- REHFUESS, K.-E. (1990): *Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung*. 2. Aufl. Paul Parey, Hamburg.
- REHFUESS, K.-E. (1995): Gefährdung der Wälder in Mitteleuropa durch Luftschadstoffe und Möglichkeiten der Revitalisierung durch Düngung. *Ber. RTG* **7**: 141-156.
- REIF, A., JOLITZ, TH., MÜNCH, D., BÜCKING, W. (1999): Sukzession vom Eichen-Hainbuchen-Wald zum Ahorn-Wald – Prozesse der Naturverjüngung im Bannwald 'Bechtaler Wald' bei Kenzingen, Südbaden. *AFJZ* **170**: 67-74.
- RENNENBERG, H., GESSLER, A. (1999): Consequences of N Deposition to Forest Ecosystems – Recent Results and Future Research Needs. *Water, Air, and Soil Pollut.* **116**: 47-64.
- RICHTER, A.K., HIRANO, Y., LUSTER, J., FROSSARD, E., BRUNNER, I. (2011): Soil base saturation affects root growth of European beech seedlings. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **174**: 408-419.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E., SSYMANK, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **34**: 318 S.
- RINEAU, F., GARBAYE, J. (2009): Does forest liming impact the enzymatic profiles of ectomycorrhizal communities through specialized fungal symbionts? *Mycorrhiza* **19**: 493-500.
- RINEAU, F., MAURICE, J.-P., NYS, C., VOIRY, H., GARBAYE, J. (2010): Forest liming durably impact the communities of ectomycorrhizas and fungal epigeous fruiting bodies. *Ann. For. Sci.* **67**: 110-112.
- ROSLING, A. (2009): Trees, Mycorrhiza and Minerals – Field Relevance of in vitro Experiments. *Geomicrobiol. J.* **26**: 389-401.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H- und Al-ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) und Buche (*Fagus sylvatica* L.) in Lösungskultur. *Ber. Forschungsz. Waldökosysteme/Waldsterben. Univ. Göttingen, Band 12*.
- ROST-SIEBERT, K., JAHN, G. (1988): Veränderungen der Waldbodenvegetation während der letzten Jahrzehnte – Eignung zur Bioindikation von Immissionswirkungen. *Forst u. Holz* **43**: 75-81.
- ROTHER, A., HUBER, CH., KREUTZER, K., WEIS, W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil* **240**: 33-45.
- SACHSE, U. (1989): Die anthropogene Ausbreitung von Berg- und Spitzahorn. *Landschaftsentw. u. Umweltforsch.* **63**: 1-129.
- SCHIEDLER, M. (1991): Untersuchungen zur Bedeutung von Schadstoffbelastung und Kalkdüngung für die Collembolefauna in nordbayerischen Fichtenforsten. *Diss. Lehrstuhl Tierökologie I der Universität Bayreuth*: 158 S.
- SCHELER, B., MEESENBURG, H. (2013): Stickstoffeinträge. In: *NORDWESTDEUTSCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT (2013): Waldzustandsbericht 2012*. Göttingen: 20-21.
- SCHMIDT, W. (1992): Der Einfluss von Kalkungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation. *Z. Ökol. Natursch.* **1**: 79-88.
- SCHMIDT, W. (1999): Bioindikation und Monitoring von Pflanzengesellschaften – Konzepte, Ergebnisse, Anwendungen, dargestellt an Beispielen aus Wäldern. *Ber. RTG* **11**: 133-156.
- SCHMIDT, W. (2002): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. *Forstarchiv* **73**: 4.
- SCHOCH-BÖSKEN, J., GREVEN, H. (1989): Veränderung der Enchytraeidenfauna in einem Sauerhumus-Buchenwald nach Bestandeskalkung. *Verh. GfÖ* **17**: 605-609.
- SCHORNICK, O. (1990): Änderungen der Bodenvegetation in Waldbeständen als Folge einer künstlichen Düngung. *Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung. Karlsruhe* **35**: 75-85.
- SCHULZE, E.-D. (1989): Air Pollution and Forest Decline in a Spruce (*Picea abies*) Forest. *Science* **244**: 776-783.

- SCHULZE, E.-D. (2000): Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. *Ecol. Stud.* **142**: 1-506.
- SCHULZE, E.-D., DE VRIES, W., HAUHS, M., ROSEN, K., RASMUSSEN, L., TAMM, C.-O., NILSSON, J. (1989): Critical loads for nitrogen deposition on forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollut.* **48**: 451-456.
- SMART, S.M., ROBERTSON, J.C., SHIELD, E.J., VAN DE POLL, H.M. (2003): Locating eutrophication effects across British vegetation between 1990 and 1998. *Global Change Biol.* **9**: 1763-1774.
- SMITH, S.E., READ, D. (2008): *Mycorrhizal Symbiosis*. 3rd edition, Academic Press, London: 787 pp.
- SPELLMANN, H. (2013): Masse statt Klasse? Waldbauliche Konsequenzen aus einer veränderten Rohholznachfrage. *AFZ DerWald* **9**: 10-15.
- SPIECKER, H. (1991): Liming, nitrogen and phosphorus fertilization and the annual volume increment of Norway spruce stands on long-term permanent plots in Southwestern Germany. *Fertilizer Res.* **27**: 87-93.
- SPIECKER, H. (1999): Overview of Recent Growth Trends in European Forests. *Water, Air, and Soil Pollut.* **116**: 33-46.
- SPIECKER, H., HILDEBRAND, E.E., EVERS, F.H. (1992): Ernährung und Zuwachs von Fichten in einem langfristig beobachteten Düngungsversuch im Buntsandstein-Schwarzwald. *Forst u. Holz* **47**: 181-185.
- SPIECKER, H., MIELKÄINEN, K., KÖHL, M., KASSGAARD, S. (eds.) (1996): Growth trends in European forests. *European Forest Institut Research Report* **5**. Springer, Berlin, Heidelberg: 372 S.
- STADLER, J., GEBAUER, G., SCHULZE, E.-D. (1993): The influence of ammonium on nitrate uptake and assimilation in 2-year-old ash and oak trees – A tracer study with ¹⁵N. *Isotopenpraxis* **29**: 85-92.
- STETTER, U. (2010): Bodenschutzkalkung? – fraget die Bäume. Umfangreiche Daten zur Waldernährung eröffnen einen anderen Blickwinkel auf das Thema Kalkung. *LWF aktuell* **78**: 25-27.
- SUTTON, M.A., HOWARD, C.M., ERISMAN, J.W. et al. (2011): *The European nitrogen assessment*. Cambridge University press: 612 pp.
- TAMM, C.O., ARONSSON, A., POPOVIC, B. (1995): Nitrogen saturation in a long-term forest experiment with annual additions of nitrogen. *Water, Air, and Soil Pollut.* **85**: 1683-1685.
- TAMM, C.O., ARONSSON, A., POPOVIC, B., FLOWER-ELLIS, J. (1999): Optimum nutrition and nitrogen saturation in Scots pine stands. *Studia Forestalia Suecica* **206**: 1-126.
- THEENHAUS, W., SCHAEFER, M. (1995): The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. *For. Ecol. Manag.* **77**: 35-51.
- THIMONIER, A., DUPOUEY, J.L., TIMBAL J. (1992): Floristic changes in the herb-layer vegetation of a deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *For. Ecol. Manag.* **55**: 149-167.
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* **43**: 159-187.
- ULRICH, B. (1986): Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* **149**: 702-717.
- ULRICH, B. (1987): Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. *Ecol. Studies* **61**: 11-49.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA) (2011): Stickstoff – zuviel des Guten? Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau: 42 S. URL: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/4058.html> [access 03-06-2013].
- UMWELTBUNDESAMT (UBA, 2013): Schwefeldioxid-Emissionen. URL: <http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschadstoff-emissionen-in-deutschland/schwefeldioxid-emissionen> [access 21-02-2013].
- VAN DOBBEN, H.F., TER BRAAK, C.J.F., DIRKSE, G.M. (1999): Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. *For. Ecol. Manag.* **114**: 83-95.
- VENTINS, J. (2011): Changes of Earthworm (Oligochaeta, Lumbricidae) communities by interaction of natural and anthropogenic factors. *Diss. Riga*: 45 S.
- VERHEYEN, K., BAETEN, L., DE FRENNE, P., BERNHARDT-ROEMERMANN, M., BRUNET, J., CORNELIS, J., DECOCOQ, G., DIERSCHKE, H., ERIKSSON, O., HÉDL, R., HEINKEN, T., HERMY, M., HOMMEL, P., KIRBY, K., NAAF, T., PETERKEN, G., PETRIK, P., PFADENHAUER, J., VAN CALSTER, H., WALTHER, G.-R., WULF, M., VERSTRAETEN, G. (2012): Driving factors behind the eutrophication signal in understorey plant communities of deciduous temperate forests. *J. Ecol.* **100**: 352-365.
- VON WILPERT, K. (2003): Drift des Stoffhaushalts im Fichten-Düngeversuch Pfalzgrafenweiler. *AFJZ* **174**: 21-30.
- VON WILPERT, K. (2008): Waldbauliche Steuerungsmöglichkeiten des Stoffhaushalts von Waldökosystemen am Beispiel von Buchen- und Fichtenvarianten der Conventwald-Fallstudie. *Schr.R. Freiburger Forstl. Forsch.* **40**: 216 S.
- VON WILPERT, K. (2013): Eine flotte Schreibe genügt nicht. Entgegnung zu einem Beitrag von Wolf Hockenjos – Fakten und Grundlagen der Bodenschutzkalkung. *Holz-Zbl.* **7**: 161-162.
- VON WILPERT, K., BÖSCH, B., BASTIAN, P., ZIRLEWAGEN, D., HEPPERLE, F., HOLZMANN, S., PUHLMANN, H., SCHÄFFER, J., KÄNDLER, G., SAUTER, U.H. (2011): Energieholznutzung und Holzscherecycling. Regionales Konzept für Oberschwaben. *FVA-Einblick* **2**: 16-19.
- VON WILPERT, K., HILDEBRAND, E.E., HUTH, T. (1993): Ergebnisse des Praxis-Großdüngungsversuchs. *Mitt. d. FVA Bad.-Württ.* **171**: 131 S.
- VON WILPERT, K., KOHLER, M., ZIRLEWAGEN, D. (1996): Die Differenzierung des Stoffhaushalts von Waldoekosystemen durch die waldbauliche Behandlung auf einem Gneisstandort des Mittleren Schwarzwaldes. *Mitt. FVA Baden-Wuerttemberg* **197**: 94 S.
- VON WILPERT, K., SCHÄFFER, J. (2000): Bodenschutzkalkung im Wald. *Merkbl. FVA* **50**: 1-21.
- WALLEND, T., STOBER, C., HÖGBOM, L., SCHINKEL, H., GEORGE, E., HÖGBERG, P., READ, D.J. (2000): Nitrogen uptake processes in roots and mycorrhizas. *Ecol. Stud.* **142**: 122-143.
- WALMSLEY, J.D., JONES, D.L., REYNOLDS, B., PRICE, M.H., HEALY, J.R. (2009): Whole tree harvesting can reduce second rotation forestry productivity. *For. Ecol. Manag.* **257**: 1104-1111.
- WANG, B., QUI, Y.L. (2006): Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* **16**: 299-363.
- WARGO, P.M., VOGT, K., HOLIFIELD, Q., TILLEY, J., LAWRENCE, G., DAVID, M. (2003): Vitality and chemistry of roots of red spruce in forest floors of stands with a gradient of soil Al/Ca ratios in the northeastern United States. *Can. J. For. Res.* **33**: 635-652.
- WEBER, B., BAHR, B. (2000): Wachstum und Ernährungszustand junger Eschen (*Fraxinus excelsior* L.) und Bergahorne (*Acer pseudoplatanus* L.) auf Sturmwurfflächen in Bayern in Abhängigkeit vom Standort. *Forstw. Cbl.* **119**: 177-192.
- WEIHS, U., LANGHORST, U. (1991): Auswirkungen unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen auf die Waldbodenvegetation typischer Harzhochlagenstandorte. *Forst u. Holz* **46**: 172-177.

- WENDT, P., SCHMIDT, W. (2000): Auswirkungen von Kalkungsmaßnahmen auf die Vegetation von Kiefernwäldern in der Lüneburger Heide (NW-Deutschland). *Forst u. Holz* **55**: 9-14.
- WENZEL, B. (1989): Kalkungs- und Meliorationsexperimente im Solling: Initialeffekte auf Böden, Sickerwasser und Vegetation. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 51.
- WOLTERS, V., EKSCHEMME, K., SCHOLLE, G. (1995): Wirkungen auf Bodenorganismen und biologische Umsetzungsprozesse. *AFZ* **17**: 936-941.
- ZUKRIGL, K., EGGER, G., RAUCHECKER, M. (1993): Untersuchungen über Vegetationsveränderungen durch Stickstoffeintrag in österreichische Waldökosysteme. *Phytocoenologia* **23**: 95-114.

submitted: 20.09.2013
reviewed: 24.10.2013
accepted: 18.11.2013

Autorenanschrift:

Prof. Dr. Dr. h.c. Albert Reif
Professur für Standorts- und Vegetationskunde, Fakultät für
Umwelt und Natürliche Ressourcen, Universität Freiburg
Tennenbacherstr. 4
79085 Freiburg
E-Mail: albert.reif@waldbau.uni-freiburg.de

Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze
Max-Planck-Institut für Biogeochemie
P.O. Box 100164
07701 Jena
E-Mail: dschulze@bgc-jena.mpg.de

Prof. Dr. Jörg Ewald
Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
85354 Freising
E-Mail: joerg.ewald@hswt.de

Prof. Dr. Andreas Rothe
Fakultät Wald und Forstwirtschaft, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 3
85354 Freising
E-Mail: andreas.rothe@hswt.de