

Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten

Von B. ULRICH

1. Was ist Bodenversauerung?

- Eine Säurebelastung kann sich im Boden in zweierlei Hinsicht bemerkbar machen. Sie kann
1. zu einer Abnahme der Basenmenge im Boden führen, z. B. zur Abnahme der austauschbaren Vorräte an den Nährstoffen Calcium, Magnesium und Kalium (im rheinisch-westfälischen Bergland nachgewiesen durch v. ZEJSCHWITZ, 1985 a).
 2. Zu einer Zunahme der Säuremenge im Boden führen. Hierbei zählen als Säuren nicht nur dissoziierbare OH-Gruppen, also Protonsäuren, sondern auch Kationsäuren wie besonders Al-, Mn- und Fe-Ionen, die durch Hydrolyse Protonen bilden können. Ein Ausdruck der im Boden vorhandenen Säuremenge ist die Basenneutralisationskapazität (BNK, MEIWEIS et al. 1984). Da die Säuren unterschiedliche Stärke haben und damit bei unterschiedlichen pH-Werten dissoziieren, ist die BNK pH-abhängig. Die BNK ist die Grundlage für die Bemessung der Kalkgabe, die erforderlich ist, um einen Boden näherungsweise auf einen bestimmten Basensättigungsgrad (bzw. pH-Wert) zu bringen.

Die seit 1969 aus dem Solling-Projekt, seit 1977 aus dem Einzugsgebiet der Langen Bramke im Harz vorliegenden Bilanz- und Inventurdaten sowie pH-Werte (MATZNER et al. 1984; HAUHS 1985) zeigen, daß die derzeit unter dem Einfluß der sauren Deposition ablaufende Bodenversauerung sich in beiden Merkmalen auswirkt. Zu einer pH-Absenkung führt die Versauerung nur dann, wenn die Säuren durch Lösung oder Kationenaustausch in die Bodenlösung übergehen können. Trotz gleichbleibender pH-Werte kann daher der Basenvorrat im Boden abgenommen haben. Die niedersten pH-Werte (um 3) werden durch die Anionenkonzentration vorgegeben (Sulfat-, Nitrat-, Chlorid- und organische Anionen) und finden sich daher im Bereich der Oh/Ae-Horizonte.

2. Naturwissenschaftliche Randbedingungen der Bodenversauerung

Es gibt naturwissenschaftliche Randbedingungen, die die Ursachen der Bodenversauerung eingrenzen. Diese sind:

1. Die silikatischen Minerale, aus denen Gesteine und Böden vorwiegend bestehen, sind unlösliche Basen. Bei ihrer Verwitterung entstehen leichter lösliche Basen. Die Silikatverwitterung kann nicht zur Bodenversauerung führen, sie führt vielmehr zur Bildung von Alkalinität in Form von Hydrogencarbonaten im Gewässer.
Bodenversauerung setzt also die Bildung von Säuren bei Lebensprozessen voraus. Sulfidhaltige Gesteine bilden eine Ausnahme, sie werden im folgenden wegen ihrer Seltenheit nicht berücksichtigt.
2. Als Folge der Atmung wird im Boden in großem Umfang Kohlensäure gebildet. Kohlensäure ist eine schwache Säure, bei pH-Werten unter 5 wird sie als CO₂ ausgetrieben.
Kohlensäure kann daher nicht zu pH-Werten deutlich unter 5 führen.
3. Bodenversauerung zu pH-Werten deutlich unter 5 erfordert starke Säuren. Als solche können auftreten:

- organische Säuren bei der Podsolierung,
- Salpetersäure im Fall eines Vorratsabbaus von organisch gebundenem Bodenstickstoff,
- Schwefelsäure und Salpetersäure in saurer Deposition als Folge der Emission ihrer Säureanhydride.

3. Unterschiede in der Wirkung organischer und mineralischer Säuren

Wasserlösliche organische Säuren erfordern zu ihrer Bildung einen Auflagehumus. Sie infiltrieren in den Mineralboden und führen unter komplexer Bindung von Al und Fe zu dessen Bleichung, d. h. zur Ausbildung von Ae-Horizonten. Im oberen Bereich eines B-Horizonts werden Al, Fe und organische Komponenten unter Teilchenvergrößerung gebunden: Es bildet sich ein Bsh-Horizont. Die versauernde Wirkung der organischen Säuren ist auf die Ae-Horizonte beschränkt, unterhalb des Bsh können sie nicht versauernd wirken, da sie gar nicht dorthin gelangen. Dies gilt auch noch im Zeitalter der sauren Deposition: Die Auswaschung organischer Anionen ist in den bisher untersuchten Fallstudien gering (BREDEMEIER 1985). Sie ist allerdings in niederschlagsreichen montanen Lagen auf tonarmen Böden zu erwarten.

Versauerte Unterböden (B- und C-Horizonte) können also nur durch Stickstoff-Vorratsabbau, d. h. durch Salpetersäure, oder durch saure Deposition versauert sein. Biomassenutzung kann durch einen die Silikatverwitterungsrate übersteigenden Kationenentzug die Basensättigung im Wurzelraum verringern. Da hierbei in der Bodenlösung kein mobiles Anion auftritt, kann sie nicht zur Verlagerung oder Auswaschung von Kationen führen. Sie kann damit weder die Auswaschung von Ca, Mg, Al und anderen Kationen aus dem Wurzelraum noch eine Basenverarmung und Versauerung unterhalb des Wurzelraums erklären. Die wirksame Säure gibt sich durch ihr Anion im Sickerwasser zu erkennen. In sulfid- und sulfatfreien Böden und Gesteinen kann das $\text{SO}_4^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnis im Sickerwasser langfristig nicht über dem der Deposition liegen. Das $\text{SO}_4^-/\text{S}/\text{Cl}^-$ -Verhältnis beträgt (Gewichtsbasis) im Meerwasser 0,05, im Bestandesniederschlag wurden Werte zwischen 0,5 und 1,4 berichtet. Das aus SO_2 gebildete Sulfat macht also das 10- bis 30fache des aus Meerwassergischt stammenden Sulfats aus. In Quellwässern im Wald liegen die Werte bei 1,3 im Schwarzwald (ZÖTTL et al. 1985), bei 1,8 im Kaufunger Wald (PUHE et al. 1985), zwischen 0,8 und 2,4 im Harz (Zusammenstellung bei ULRICH 1985 b), sie entsprechen also größenordnungsmäßig denen der Deposition. Bei sulfid- und sulfatfreien Böden und Gesteinen läßt sich hieraus schließen, daß das Sulfat im Gewässer depositionsbedingt ist. Da es überwiegend als Säure, d. h. begleitet von H^+ - und NH_4^+ -Ionen, deponiert wurde, muß es zu einer entsprechenden Versauerung im Boden, Sickerwasserleiter oder Gewässer geführt haben.

Man kann die gleiche Überlegung für Nitrat anstellen. Im Bestandesniederschlag wurden $\text{NO}_3^-/\text{N}/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse (Gewichtsbasis) zwischen 0,1 und 0,6 gefunden (Zusammenstellung bei ULRICH, 1985 b). ZÖTTL et al. (1985) geben für Schwarzwaldgewässer Mittelwerte bis 0,83 an. Diese Daten machen im Schwarzwald einen Nitratustrag aus den Waldökosystemen als Folge eines Stickstoff-Vorratsabbaus wahrscheinlich, der mit zur Bodenversauerung beiträgt. Auf die Beteiligung von bodeninterner Versauerung durch Stickstoff-Vorratsabbau beim Tannensterben wurde aufgrund von Untersuchungen der Bodenlösung auch im Bayerischen Wald hingewiesen (ULRICH 1981).

4. Bedeutung der Silikatverwitterungsrate

Bei Belastung mit starken Säuren (pH unter 5) kommt es dann zu einer Abnahme der Basensättigung und einer Akkumulation stärkerer Säuren, wenn die Rate der Säurebelastung die Rate der Protonenkonzumtion durch Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Kationen bei der Silikatverwitterung übersteigt. Die in Tabelle 1 zusammengestellten Daten zeigen, daß die Rate der

Protonenkonsumtion durch Silikatverwitterung im Mittel bereits durch die mit dem Zuwachs verknüpfte Protonenproduktion verbraucht ist. Hieraus ergibt sich, daß im Mittel der Wald-ökosysteme eine zusätzliche Säurebelastung aus saurer Deposition zur Bodenversauerung führen muß. Die Situation wird noch verschärft, wenn die saure Deposition Stickstoff-Vorratsabbau im Boden auslöst.

Tabelle 1

Spannen der Raten der Silikatverwitterung und der Säurebelastung
Ranges of silicate weathering and of acid load

Prozeß	Rate kmol Säureäquivalente pro ha und Jahr	Literatur
H ⁺ -Konsumtion durch Silikatverwitterung	0,2 - 1,1 (-2)	FÖLSTER 1985
H ⁺ -Produktion durch Zuwachs	0,3 - 1,3	BRELDENFIER 1985
Saure Deposition		
Laubwälder geschützt	1,2 - 2,6	ULRICH 1985a
Laubwälder ausgesetzt	2,0 - 3,5	
Nadelwälder geschützt	2,0 - 2,7	BLOCK und BARTELS 1985
Nadelwälder ausgesetzt	2,9 - 6,4	
mögliche H ⁺ -Produktion durch Stickstoff-Vorratsabbau	0 - 3	siehe ULRICH 1985b

5. Seit wann gibt es saure Deposition?

Das Ausmaß der Bodenversauerung hängt von der Depositionsrate und der Depositionsdauer ab. Nach WINKLER (1982) ist in den letzten fünf Dekaden in Mitteleuropa kein Trend des pH-Werts im Regen festzustellen, d. h. die Niederschlagsdeposition liegt bei Ausschluß örtlich bedingter Staubkontamination des Niederschlags mindestens seit 1930 bei 0,8 kmol H⁺ × ha⁻¹ × a⁻¹. Rechnet man die Emission säurebildender Gase auf dem Gebiet der Bundesrepublik seit 1850 auf Säureäquivalente pro ha und Jahr um (ULRICH 1985 a), so ergibt sich, daß die Emissionsdichte von 0,8 kmol H⁺ × ha⁻¹ × a⁻¹ als Grenze für die Luftreinigung durch Ausregnen bereits 1885 überschritten war. Mit einer Niederschlagsdeposition von ca. 0,8 kmol H⁺ × ha⁻¹ × a⁻¹ ist demnach in Gebieten mit niedrigen Staubgehalten in der Luft schon seit der Jahrhundertwende zu rechnen. Der Eintrag saurer Wolkentröpfchen in exponierte Wälder kann episodisch bereits in den letzten Jahrzehnten des vergangenen Jahrhunderts begonnen haben. Über den Bestandesniederschlag liegen Daten aus dem Kaufunger Wald und Reinhardswald von 1965 (ULRICH 1968, ULRICH et al. 1973), aus dem Solling seit 1968 vor, letztere zeigen gleichmäßig hohe Säureinträge in den letzten zwei Jahrzehnten (ULRICH 1985 a).

Es ist damit sicher davon auszugehen, daß die Belastung durch saure Deposition im derzeitigen Ausmaß seit mehr als zwei Jahrzehnten besteht und daß das Ausmaß, mit rezessions- und kriegsbedingten Schwankungen, seit Ende des letzten Jahrhunderts sich mehr und mehr aufgebaut hat. In den Staulagen der Mittelgebirge ist seit Ende letzten Jahrhunderts mit episodischem Eintrag saurer Wolkentröpfchen zu rechnen.

6. Wie stark versauert sind unsere Waldböden?

Tiefgründige Versauerung kann nicht Folge der Podsolierung sein, sie kann durch Stickstoff-Vorratsabbau und/oder durch saure Deposition bewirkt sein. Stickstoff-Vorratsabbau als Ver-

sauerungsquelle hat sehr wahrscheinlich im Zusammenhang mit Rodung und Beweidung seit der Jungsteinzeit immer wieder Phasen von Bodenversauerung ausgelöst (ULRICH 1980). In vielen sauren Waldböden sind als Folge davon die Humusgehalte im Mineralboden nieder oder beruhen im A-Horizont auf der Huminstoffinfiltration aus dem Auflagehumus. Als Folge der Silikatverwitterung konnten sich solche stark versauerten Böden in Jahrhunderten einer ungestörten Vegetationsentwicklung wieder mehr oder weniger erholen, zumindest Basensättigungsgrade von über 15 % erreichen (bei einem Ca-Sättigungsgrad über 15 % ist das Risiko von Säuretoxizität bei unseren säuretoleranten Wirtschaftsbaumarten gering). Die planmäßige, auf Nachhaltigkeit gerichtete moderne Forstwirtschaft wirkt der Auslösung von Stickstoff-Vorratsabbau entgegen. Bei Ca-Sättigungsgraden im Unterboden (B- und C-Horizonte) von unter 5 % ist daher die Beteiligung von saurer Deposition an der tiefgründigen Versauerung die Erklärung, die die höchste Wahrscheinlichkeit für sich hat.

In Verbindung mit der Standortkartierung durchgeführte Erhebungsuntersuchungen im Mittelgebirgsraum (Nordrhein-Westfalen, GEHRMANN et al. 1985) und im pleistozänen Flachland (FA Hamburg, RASTIN et al. 1985) haben ergeben, daß starke tiefgründige Versauerung in allen Standortstypengruppen bzw. Ökoserien mit Ausnahme kalkskeletthaltiger Kalkverwitterungsböden bzw. Geschiebemergel die Regel ist. Dies gilt auch für Decklehme und Schichtlehme über Kalk. Die durch die Silikatverwitterung bedingte Differenzierung des chemischen Bodenzustands zwischen den verschiedenen Substrattypen ist durch die depositionsbedingten akuten Versauerungsvorgänge weitgehend aufgehoben, d. h. in Richtung auf extrem niedere Ca- (und Mg-)Sättigung verschoben. Der akute chemische und Nährstoffzustand der Böden ist – mit Ausnahme kalkskeletthaltiger Kalkverwitterungsböden – daher nicht mehr mit dem Substrat korreliert. Die in vielen Arbeiten gezogene Schlußfolgerung, das Waldsterben könne nicht von Vorgängen im Boden abhängen, da es keine Substratabhängigkeit zeige, hat keine Grundlage: die hierin zum Ausdruck kommenden Vorstellungen über den chemischen Bodenzustand entsprechen nicht der Realität. Zudem bestimmen nicht der Bodenzustand, sondern die in Abhängigkeit vom Bodenzustand möglichen depositions- und witterungsbedingten Prozesse im Boden die Beteiligung des Bodens am Waldsterben (MATZNER et al. 1985). Versauerungsschübe, die zu Wurzelschädigungen führen (MATZNER et al. 1983, 1984; MURACH 1984), sind auf „besseren“ Substraten wie Lößlehm, Schiefergebirgslehm und Geschiebelehm eher möglich als auf armen Sanden. Die Vorstellung von reichen und armen, guten und schlechten Standorten kann nicht einfach mit dem Risiko versauerungsbedingter Baumschädigung gleichgesetzt werden.

Als Beispiel für die versauerungsbedingte, mit Magnesiummangel einhergehende Vergilbung eines 33jährigen Fichtenbestands der Leistungsklasse 8–9 möge die Entwicklung im Einzugsgebiet der Langen Bramke im Harz dienen (HAUHS 1985). Bodeninventuren ergaben, daß zwischen 1974 und 1984 die schon sehr geringen austauschbaren Vorräte an Ca und Mg weiter abgenommen haben: bei Ca von 98 auf 42 kg/ha, bei Mg von 24 auf 9. Die durchschnittliche jährliche Abnahme des austauschbaren Vorrats ($-1,5 \text{ kg [Mg]} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$, $-5,6 \text{ kg [Ca]} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$) wurde z. T. ausgewaschen (Differenz zwischen Eintrag und Austrag im Wurzelraum $-1,0 \text{ kg [Mg]} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$, $-0,8 \text{ kg [Ca]} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$), ein erheblicher Anteil wurde in der Biomasse des aufwachsenden Bestands gespeichert. Die Ca- und Mg-Konzentrationen im Bachwasser werden aus der wurzelfreien Verwitterungsdecke (C-Horizont) gespeist (Differenz zwischen Eintrag und Austrag im C-Horizont $-7 \text{ kg [Mg]} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$, $-11 \text{ kg [Ca]} \times \text{ha}^{-1} \times \text{a}^{-1}$). Saure Deposition und Kationenakkumulation im aufwachsenden Bestand führen zur Erschöpfung des austauschbaren Ca- und Mg-Vorrats mit den Folgen, daß das Risiko für Säuretoxizität anwächst und die Nährstoffaufnahme erschwert wird. Der Bestand zeigte die ersten Vergilbungen im März 1982, er war 1985 leicht bis stark geschädigt (Index 2,5). Die Fallstudie dürfte Beispielscharakter für viele jüngere Fichtenbestände haben, deren Wachstum durch die Deposition von Stickstoff und anderen Nährstoffen getrieben wird, während gleichzeitig die Nährstoffe im Boden ausgewaschen werden und das Risiko für Säuretoxizität ansteigt. Solche Bestände wachsen auf den tiefgründig versauerten Böden ihrem Zerfall entgegen. Die Ursache für

ihren Zerfall liegt im Boden, obwohl gasförmige Luftverunreinigungen an der im Endstadium eintretenden Nadelschädigung beteiligt sein mögen.

7. Säuretoxizität bei Wurzeln

Hierüber wurde vor kurzem zusammenfassend berichtet (MATZNER et al. 1985), so daß nur die wesentlichen Konsequenzen aufgezählt seien. In der Bodenlösung unserer stark versauerten Waldböden werden, besonders bei Versauerungsschüben, die Säurekonzentrationen (Al-, H-Ionen) und Säure/Basen-Relationen (Ca/Al-, Mg/Al-Verhältnisse) erreicht, um Wurzelschädigungen unterschiedlichen Ausmaßes auszulösen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß Aluminium an intakten Wurzel- und Mykorrhizaoberflächen das vorherrschende Kation darstellen kann (SCHNOOR u. STUMM 1985). Bei einem pH-Abfall in der Bodenlösung durch einen Versauerungsschub können also Al-Ionen an der Wurzeloberfläche mobilisiert werden. STIENEN et al. (1984) zeigten, daß in den Feinwurzeln erkrankter Fichten die Aluminiumkonzentration angestiegen ist, während die Aufnahme von Calcium und insbesondere von Magnesium gehemmt wird; ferner wird die Wasserleitfähigkeit verringert. Säuretoxizität kann über die Hemmung der Nährstoffaufnahme zu Nährstoffmangel, besonders Magnesiummangel, im Blatt führen (JORNS u. HECHT-BUCHHOLZ 1985); über die Verringerung der Wasserleitfähigkeit kann sie die Trockenis-Verträglichkeit herabsetzen. In gleicher Richtung wirkt eine versauerungsbedingte Verminderung der aufnahmefähigen Wurzelmasse.

Das charakteristische Merkmal einer seit Jahrzehnten anhaltenden versauerungsbedingten Wurzelschädigung ist der Rückzug des aktiven Feinwurzelsystems auf den humusbeeinflussten Oberboden. Im Unterboden verbleiben verholzte Wurzeln. Oft sind von Grobwurzeln nur noch die Stümpfe übrig, wenn die tieferen Teile nach einer evtl. schon Jahre oder Jahrzehnte zurückliegenden Schädigung zersetzt wurden. Die Schädigung des Wurzelsystems ist morphologisch der der Krone vergleichbar: Dem Nadelverlust entspricht der Feinwurzelverlust, wobei die verholzten Äste bzw. Grobwurzeln noch eine Reihe von Jahren erhalten bleiben, bis sie abbrechen und zersetzt werden. Wie in der Krone braucht die Feinwurzelschädigung nicht das gesamte Wurzelsystem zu betreffen. Charakteristisch ist vielmehr, daß der unterste Teil des Wurzelsystems am frühesten und am stärksten geschädigt ist. Diese Beobachtung kann jeder Praktiker an geworfenen oder umgezogenen Bäumen selbst machen. Eine solche Wurzelbildung wurde bereits in den 30er Jahren auf staunassen Böden beschrieben, sie läßt sich heute auch auf nicht vernästen Böden beobachten (ULRICH et al. 1984; GEHRMANN et al. 1984; REHFUESS et al. 1983). Über umfassende Schäden des Grobwurzelsystems geschädigter Fichtenbestände in Südschweden mit Rückzug des Wurzelgerüsts in die Humusaufgabe berichten auch PUHE et al. (1986). Diese Beobachtungen zeigen, daß bei tiefwurzelnden Bäumen die Schädigungen im Wurzelbereich der Schädigung im Kronenbereich um Jahrzehnte vorausgegangen sind. Der Baum hat auf Schädigungen im tieferen Wurzelsystem durch Neubildung von Feinwurzeln im Oberboden reagiert, wobei die Annahme naheliegt, daß er in der Übergangsphase von einigen Jahren Zuwachsverluste erlitten hat und geschwächt war. Je flacher das Wurzelsystem ist, um so größer muß die Feinwurzelmasse sein, um in niederschlagsarmen Sommern ausreichend Wasser aufnehmen zu können (SCHLICHTER et al. 1983). Dieselbe Schlußfolgerung ergibt sich für die Aufnahme der mit dem Sickerwasser transportierten Nährstoffe, besonders Nitrat und Kalium, in regenreichen Jahren. In flacher wurzelnden Beständen auf stärker versauerten Böden werden in der Tat auch höhere Feinwurzelmassen bei gleichzeitigem Anstieg sichtbar geschädigter Feinwurzeln gefunden (MURACH 1984; SCHULTE-BISPING et al. 1984). Solange der chemische Zustand im Oberboden die Aufrechterhaltung einer ausreichenden Feinwurzelmasse erlaubt, bleiben Trockenis und unzureichende Nährstoffaufnahme auf extreme Witterungsbedingungen beschränkt (als Nährstoffquelle zumindest zur Deckung des Zuwachses reicht meist der Nährstoffeintrag aus Luftverunreinigungen aus, ULRICH et al. 1979). Wird das Wurzelsystem zu flach und die Wurzelschädigung im Oberboden zu stark, so werden Probleme bei der Wasser- und Stickstoff-, Kalium- und Magnesium-Aufnahme zum Dauerstreß.

8. Forstliche Möglichkeiten

Die über alle Standorte sich erstreckende Waldschädigung zeigt, daß ein Objektschutz nicht möglich ist. Die Rückführung der Emission von Luftverunreinigungen (SO_2 , NO_x , Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe) ist unerlässlich. Der Forstwirtschaft verbleibt jedoch ein beträchtlicher Spielraum, den Eintritt der Schädigung hinauszuziehen, die Erholung geschädigter Bestände zu unterstützen und vor Neubegründungen die Bodenversauerung durch eine Melioration zurückzuführen. Die Maßnahmen sind gerichtet auf

- 8.1 Verringerung des Risikos von Säuretoxizität (durch Minimierung der ökosysteminternen Säureproduktion und Kompensationskalkung),
- 8.2 Behebung akuter versauerungsbedingter Ernährungsstörungen,
- 8.3 Vertiefung des potentiellen Wurzelraums, soweit dieser durch den chemischen Bodenzustand begrenzt ist,
- 8.4 Begründung von Waldökosystemen, die ohne saure Deposition stabil mit hoher Elastizität (ULRICH 1983) sein können.

8.1 Verringerung des Risikos von Säuretoxizität

Ziel ist, den ökosysteminternen Beitrag zur Säurebelastung möglichst nieder zu halten. Die forstlichen Maßnahmen müssen versuchen, die Ursachen der ökosysteminternen Säureproduktion so weit als möglich zu beseitigen. Ursachen ökosysteminterner Säureproduktion sind:

1. Akkumulation von Zuwachs,
2. Akkumulation von Auflagehumus,
3. Export von Zuwachs,
4. Export von Auflagehumus,
5. Stickstoff-Vorratsabbau mit Nitratauswaschung.

Forstliche Gegenmaßnahmen sind:

1. Reduktion der Zuwachsträger auf das waldbaulich und ertragskundlich vertretbare Maß durch weite Bestandesbegründung und starke Durchforstung. Dies gilt insbesondere für Fichte und Tanne, die eine hohe Nadelmasse aufbauen und damit in der Aufbauphase besonders stark versauernd wirken. Die Umstellung dicht geschlossener Bestände auf geringere Bestockungsgrade darf allerdings nur sehr langsam erfolgen. Jede Auflichtung ist durch die Anregung der Humusmineralisierung mit einem Versauerungsschub verbunden, der bei den stark versauerten Böden zu einer Baumschädigung führen kann (Wurzelschädigung mit Erschwerung der Aufnahme von Nährstoffen, besonders Magnesium [Vergilbung], und Wasser). Hier zeigt sich, wie unelastisch die Waldökosysteme geworden sind: Der zur Entlastung durchgeführte Eingriff kann selbst zu Schädigungen führen.
2. Der Akkumulation von Auflagehumus kann durch den Anfall leicht zersetzbarer Streu, durch mehr Wärme und durch Kalkphosphat-Düngung begegnet werden. Der Anfall leicht zersetzbarer Streu kann durch Mischbaumarten und Förderung der Bodenvegetation erhöht werden. Die Bodenvegetation läßt sich durch Erhöhung des Lichtgenusses und die Phosphat-Komponente in der Kalkphosphat-Düngung fördern. Auch hier ergeben sich als forstliche Richtlinien die weite Begründung von (Misch-)Beständen und frühe starke Durchforstung (mögliche negative Auswirkungen s. o.). In Baumhölzern kann die Bodenvegetation durch eine Kompensationskalkung mit P-haltigen Kalken gefördert werden.
3. Die durch Export von Biomasse betriebene Versauerung und Nährstoffverarmung kann nur durch Einschränkung der Nutzung verringert werden. Man sollte daher die Schlagabfälle (soweit geschält wird einschließlich der Rinde) verteilt im Bestand lassen, soweit dem nicht echte Risiken von Schädlingsbefall entgegenstehen. Soweit irgend möglich, sollten Blattstreu, Reisig und Rinde im Bestand verbleiben.
4. Ein Export von Auflagehumus ist heute nur noch bei der Flächenräumung zu befürchten.

Eine solche sollte so bodenschonend vorgenommen werden, daß der Auflagehumus zur Gänze am Ort verbleibt.

5. Die Gefahr einer Bodenversauerung durch Abbau des Vorrats an organisch gebundenem Bodenstickstoff unter Nitratauswaschung war früher nach dem Kahlhieb am größten. Als Folge der sauren Deposition wurde dieser Vorgang offensichtlich auch in geschlossenen Beständen ausgelöst. Hierauf läßt sich aus dem Auftreten einer nitratophilen Flora sowie aus Gewässeranalysen (weitere Nitrat/Chlorid-Verhältnisse im Sicker-, Quell- oder Bachwasser als in der Deposition) schließen. Stickstoffanzeiger sind auf sauren Böden besonders *Digitalis purpurea*, *Epilobium angustifolium*, *Sambucus racemosa*, auf nicht oder weniger versauerten Böden *Senecio fuchsii*, *Fragaria vesca*, *Rubus fruticosus*, *Impatiens noli-tangere* sowie besonders *Rubus idaeus*, *Urtica dioica* und *Sambucus nigra* (Stickstoffzahlen 6 bis 9 nach ELLENBERG 1978). Nach Beobachtungen neigen besonders carbonatfreie Böden mit höheren Humusgehalten im Mineralboden (Ah- und AhBv-Horizonten) sowie Mull oder mullartigem Moder unter dem Einfluß der sauren Deposition dazu, in den Zustand des Stickstoff-Vorratsabbaus überzugehen. Dies sind Bodenbedingungen, die früher die Erhaltung und Entwicklung von Mischwäldern und Plenterwirtschaft begünstigt haben. Das Auftreten von Waldschäden auf diesen besseren Standorten hat viele Beobachter dazu veranlaßt, der Bodenversauerung keine Bedeutung beim Waldsterben einzuräumen. Diese Schlußfolgerung zieht die gerade auf diesen Standorten ablaufenden bodeninternen Versauerungsvorgänge nicht in die Überlegung ein und ist daher falsch (ULRICH 1980, 1981). Forstliche Gegenmaßnahmen sind bisher nicht erprobt. Aus der Beobachtung, daß carbonathaltige Böden wie Rendzinen bisher keinen ausgeprägten Stickstoff-Vorratsabbau zeigen (obwohl der deponierte Stickstoff weitgehend ausgewaschen wird, MEIWES 1985), kann vermutet werden, daß Kalkung in diesem Fall zur Stabilisierung des Humus beitragen kann. Da auf diesen Standorten die Säuredeposition den Boden größtenteils an der Wurzeloberfläche erreicht, ist von der akuten Versauerung weniger der Oberboden als vielmehr der Hauptwurzelraum der Bäume betroffen. Der Kalk müßte also in den Hauptwurzelraum eingebracht werden, was mit dem ZINKSchen Druckluftverfahren im Prinzip machbar ist, wegen der Kosten aber wohl kaum in Frage kommt. Es sollten daher in entsprechenden Beständen Versuche auch mit Kompensationskalkung angelegt und hinsichtlich der Vegetationsentwicklung beobachtet werden. Waldökosysteme im Zustand des Stickstoff-Vorratsabbaus neigen bei Auflichtung je nach dem Grad der Bodenversauerung zur Verwilderung oder Vergrasung. Eine starke Biomasseproduktion durch die Bodenvegetation ist der sicherste Weg, den freigesetzten Stickstoff zu verwerten und damit den Prozeß des Vorratsabbaus und der weiteren Bodenversauerung zu stoppen. Daher sollten alle störenden Eingriffe in die Bodenvegetation (Wildäsung, Beweidung, Freischneiden, Herbizid-Behandlung) so lange unterbunden werden, bis die Entwicklung der Bodenvegetation die Rückkehr zum geschlossenen Stoffkreislauf erkennen läßt. (Verschwinden von Stickstoffzeigern, Nachlassen der Produktion). In Verjüngungen sollte das Freischneiden auf das Allernötigste eingeschränkt werden.

Ziel der *Kompensationskalkung* ist die Verringerung des Risikos von Säuretoxizität. Die im Zwischenstammbereich über die Bodenoberfläche eindringende saure Deposition soll vor Eintritt in den Mineralboden neutralisiert werden, die Versauerungsparameter im Oberboden und in der Bodenlösung (Ca/Al, Mg/Al-Verhältnisse) sollen zugunsten des Ca und Mg verschoben werden. Nicht erfaßt werden der als Stammabfluß am Stammfuß und der über die Wurzeln in den Boden eintretende Teil der sauren Deposition. Die Kompensationskalkung kann daher nur eingeschränkt wirksam sein. Zur Anwendung kommen carbonatische und silikatische magnesiumhaltige Kalke, die möglichst mit Phosphat angereichert sein sollten. Der Dünger wird flächig ausgebracht und nicht eingearbeitet. Die Düngergabe soll 30 dt/ha entsprechend ca. 50 kmol Basenäquivalente pro ha nicht unterschreiten (GUSSONE 1984). Bei Depositionsraten von 1,2 bis 6,4 kmol Säureäquivalente pro ha und Jahr (Tab. 1) wird damit die während 8 bis 40 Jahre eingetragene Säure kompensiert. Das CaCO₃ wird innerhalb weniger Jahre aufgelöst (PRENZEL 1985). Die Basizität wird bei stärkeren Humusaufgaben völlig durch die im Auflagehumus akku-

mulierten Säuren aufgebraucht. In den Mineralboden infiltriert dann eine basenfreie bis saure Lösung. In den Kalkungsflächen im Solling, über die MATZNER (1985) berichtet hat, blieben die pH-Werte im Sickerwasser aus dem Auflagehumus auch nach der Kalkung stets unter 4,2 (Daten in MATZNER et al. 1982). Als Standorte kommen die carbonatfreien Böden in geschlossenen Waldgebieten in Betracht. Die Maßnahme führt zu einer Verbesserung des Ca/Al- und Mg/Al-Verhältnisses in der Bodenlösung, zu einer Erhöhung der Basensättigung im Oberboden, zu einer Verringerung des Säureaustrags mit dem Sickerwasser und zu einer Verbesserung der Ca- und Mg-Versorgung der Bestände sowie des Ionenstatus der Blätter (MATZNER 1985; BEESE et al. 1985 a, b). Im mit Kalk angereicherten Auflagehumus steigt die Durchwurzelungsintensität, der Feinwurzelumsatz nimmt ab, der Zuwachs nimmt zu (MURACH et al. 1985; BAUCH et al. 1985). Die Kalkung fördert ferner die bakterielle Aktivität einschließlich der Nitrifikanten (LANG et al. 1985) und verschiebt die Fauna im Auflagehumus in Richtung auf nährstoffreiche Böden (SCHAUERMANN 1985); sie wirkt sich auf podsoligen Braunerden allerdings kaum auf den biologischen Zustand des Mineralbodens aus. Die auf den Auflagehumus beschränkte Meliorationswirkung der Bestandeskalkung mit geringen Kalkgaben macht sich auch in der Bevorzugung des Auflagehumus bei der Feinwurzelbildung bemerkbar. Diese Bevorzugung birgt Risiken (Trocknis) und zeigt die Schwierigkeiten, die bei der Rückführung des Ökosystems in Zustände höherer Elastizität intermediär auftreten können. Das hierbei am meisten gefürchtete Risiko ist die Auswaschung von Nitrat. Sie ist in den Untersuchungen im Solling im unterkritischen Bereich geblieben (MATZNER 1985).

8.2 Behebung akuter versauerungsbedingter Ernährungsstörungen

Die Nettoproduktion und der Eintrag von starken Säuren haben im Boden unmittelbar zwei streng miteinander gekoppelte Konsequenzen: den Austrag von (basischen) Nährstoffen und die Freisetzung von m. o. w. toxischen Kationsäuren. Da bei intakten Saugwurzeln der Nährstoffbedarf für den Zuwachs aus den deponierten Nährstoffen gedeckt werden kann, macht sich die Nährstoffverarmung des Bodens erst dann in akuten Ernährungsstörungen des Baumes bemerkbar, wenn eine entsprechende Schädigung der Saugwurzeln (und ihrer Symbiosepartner, der Mykorrhizen) eine ausreichende Aufnahme der in der Bodenlösung vorhandenen Nährstoffionen nicht mehr erlaubt. In den Blättern tritt besonders häufig Mangel an Mg auf (ZECH u. POPP 1983, BOSCH et al. 1983, ZÖTTL u. MIES 1983, häufig Mitursache der Vergilbung), aber auch an Ca, Zn (ZÖTTL 1985), Kalium (RANFT 1975, SCHULTE-BISPING 1984, ZÖTTL u. HÜTTL 1985), Stickstoff, latent an Bor (KOLARI 1983), Phosphor. Art und Ausmaß der Ernährungsstörung hängen vom chemischen Bodenzustand sowie der Wurzelverteilung, dem Ausmaß der Wurzelschädigung, der Nährstoffdeposition und der Witterung ab. Durch standortkundliche und bodenchemische Erhebungen läßt sich zwar das Risiko für eine Ernährungsstörung abschätzen, nicht aber der Zeitpunkt ihres Eintritts. Oft läßt sich der Nährstoffmangel durch mineralische Düngung beheben (ZÖTTL 1985; HÜTTL u. ZÖTTL 1985). Ziel der Düngung ist, durch Beseitigung der akuten Ernährungsstörung eine irreversible Schädigung des Baumes bzw. Bestandes zu vermeiden. Als Dünger kommen chloridfreie Düngesalze in Frage. Da Salzdüngung auf versauerten Böden einen Versauerungsschub auslöst, sollte eine Salzdüngung möglichst nur nach vorheriger Kalkung gegeben werden. Die Böden, bei denen diese Ernährungsstörungen auftreten, sind fast durchweg extrem versauert (Aluminium-Pufferbereich) und haben die Fähigkeit zur Speicherung der Kationen Mg und Ca bis in größere Tiefe, von K im Oberboden verloren. Die Höhe der Düngergabe sollte daher bei mobilen Ionen wie Mg, K und NO_3 , etwa das Doppelte der jährlichen Aufnahmerate nicht überschreiten, um Auswaschungsverluste gering zu halten. Man kommt dann auf Düngergaben von 15 bis 25 kg MgO/ha und 120 kg K_2O /ha. Die Wirkungsdauer ist auf wenige Jahre beschränkt. Die Düngung sollte vor dem Auftreten sichtbarer Schädigungssymptome wie Vergilbung erfolgen, um das Auftreten akuter Ernährungsstörungen zu verhindern; sie kann andererseits wegen der mangelnden Speicherkapazität im Boden und der kurzen Wirkungsdauer nicht als Vorsorgemaßnahme ohne

Prüfung des Bedarfs empfohlen werden. Dies gilt insbesondere für die Stickstoffdüngung, da der Eintrag durch Luftverunreinigungen mit 10 bis 30 kg N \times ha⁻¹ \times a⁻¹ auf der Freifläche und bis über 50 kg N/ha im Bestand zur Deckung des Bedarfs für die Bildung von Zuwachs reichen müßte und selbst aus ungedüngten Beständen (z. B. Fichte im Solling) Nitrat ausgewaschen wird. Um den Düngungsbedarf zur Vermeidung einer innerhalb weniger Jahre drohenden irreversiblen Schädigung eines Bestandes festzustellen, muß auf die Blattanalyse zurückgegriffen werden. Um die Möglichkeiten der mineralischen Düngung zur Sicherung des Waldes auszuschöpfen, muß in den nächsten Jahrzehnten eine fortlaufende Kontrolle des Nährstoffzustands durch Blattanalyse erfolgen. Der Aufbau eines solchen Nährstoffzustands-Kontrollmeßnetzes ist Aufgabe der Landesforstverwaltungen.

8.3 Vertiefung des potentiellen Wurzelraumes

Der Tiefgang des Wurzelsystems wird nicht nur durch den physikalischen Bodenzustand (Steingehalt, Dichtlagerung, Vernässung mit Luftmangel), sondern auch durch den chemischen Bodenzustand eingeschränkt. Ein auf den humosen Oberboden beschränktes Saugwurzelsystem kann keine Ertragsicherheit gewähren. Dies gilt für vorhandene Bestände mit der Tendenz zum Rückzug des Saugwurzelsystems aus dem tieferen Mineralboden, es gilt erst recht für Kulturen und Jungwüchse, die ihr Wurzelsystem wegen der starken Bodenversauerung überhaupt nur noch im humosen Oberboden anlegen. Zur Vertiefung des aktiven Wurzelsystems muß bei versauerten Unterböden die Basensättigung im ganzen potentiellen Wurzelraum auf Werte deutlich über 15–20 % angehoben werden.

Zur Entsauerung von Unterböden gibt es drei Möglichkeiten:

- Bodenerholung
- Oberflächenskalkung
- Einarbeitung von Kalk.

Die *Bodenerholung* ist an die Voraussetzung geknüpft, daß die Rate der Säurebelastung kleiner wird als die Rate der Basenfreisetzung bei der Silikatverwitterung. In Tabelle 2 sind geschätzte Raten der Silikatverwitterung für eine Reihe bodenbildender Gesteine zusammengestellt. Die Schätzung erfolgte aufgrund des Mineralbestandes. Als oberer Grenzwert im Wurzelraum wurden 2 kmol IÄ \times ha⁻¹ \times a⁻¹ zugrundegelegt, vorhandene Daten (FÖLSTER 1985) wurden zur Abstufung benutzt.

Tabelle 2

Aus dem Mineralbestand geschätzte Raten der Silikatverwitterung im Wurzelraum
in Abhängigkeit der Bodenbildung

Rates of silicate weathering in the root zone, estimated from the contents as influenced by bedrock material

	kmol IÄ \times ha ⁻¹ \times a ⁻¹
Basalt, Gabbro	2
Andesit, Diorit	1 – 2
Rhyolith, Granit	bis 1
Grauwacke (Kulm)	0,5 (–1)
Tonschiefer	0,2 – 0,5
Kieselschiefer (Kulm)	< 0,2
mittlerer Buntsandstein	~ 0,5
Buntsandsteinton	~ 0,5
Muschelkalkton	0,2 – 0,5
Tertiärsand	< 0,2
Löß	~ 0,4
Geschiebemergel	~ 1
Flugsand	0 – 0,5

Rechnet man mit einem Säureeintrag mit den Niederschlägen von 0,8 kmol Säureäquivalente pro ha und Jahr (ULRICH 1985 b), so ist selbst auf Kahlflächen, wo der auf der Filterwirkung der Bäume beruhende zusätzliche Säureeintrag (Interceptions-Deposition) entfällt, nur bei Böden aus basenreichem Gestein mit einer Erholung zu rechnen. Aus der Pufferkapazität im Austauscher-Pufferbereich (näherungsweise gleich der Kationenaustauschkapazität) und der Silikatverwitterungsrate kann man überschlägig berechnen, welche Zeitspannen erforderlich sind, um bei Ausschluß jeder Säurebelastung wieder Basensättigungsgrade von 15–20 % zu erreichen. Diese Zeitspannen bemessen sich in Jahrzehnten. Hieraus ergibt sich die Folgerung, die Erholungsfähigkeit des Bodens durch Basenzufuhr zu ergänzen.

Als Basen kommen Kalke und organische Substanz (Bestandesabfälle, Rinde, konditionierter Klärschlamm, Kompost) in Frage. Dabei ist jedoch zu beachten, daß sich aus der organischen Substanz wieder starke Säuren bilden können. Hierbei kommt der aus organisch gebundenem Stickstoff gebildeten Salpetersäure größere Bedeutung zu als organischen Säuren, die meist nur intermediär gebildet und selbst weiter mineralisiert werden. 1 kg mit dem Sickerwasser ausgewaschener Nitratstickstoff pro ha hat 2 kg CaO/ha an Basen verbraucht. Die Nitratverluste können Größenordnungen von 100 bis 1000 kg N/ha erreichen und damit Kalkgaben in Höhe einer Kompensationskalkung aufzehren. Diese Problematik ist bei der Verwendung organischer Dünger neben der Belastung des Sickerwassers mit Nitrat zu beachten.

Oberflächenkalkungen in der bei Kompensationskalkungen üblichen Höhe haben keine ausreichend rasche und tiefgreifende entsauernde Wirkung auf den Mineralboden. Versuche mit Kalkgaben, die die im Auflagehumus akkumulierte Säuremenge deutlich übersteigen, zeigen, daß dann der pH-Wert im Sickerwasser über 5 ansteigt (BEESE et al. 1985, Kalkgabe 300 dt/ha). Dies bedeutet, daß nun Basizität in Form von $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ in den Mineralboden eintransportiert wird. Dies aber ist die Voraussetzung für eine rasche und tiefreichende Entsauerung des Mineralbodens. Die Vorteile und Nachteile (Nitratauswaschung) hoher oberflächlich ausgebrachter Kalkgaben bedürfen dringend der Abklärung durch entsprechende Düngungsversuche, deren Ergebnis durch die Ermittlung der Stoffbilanz kontrolliert werden muß (Beispiel: BEESE u. PRENZEL 1985).

Die *Einarbeitung von Kalk* erlaubt die Einmischung der zur Entsauerung erforderlichen Basenmenge in den potentiellen Wurzelraum. Abgesehen von bodenphysikalischen Problemen des Tiefumbruchs liegt das Hauptrisiko wie bei der Oberflächenkalkung in der Anregung der Stickstoffmineralisierung des eingearbeiteten Auflagehumus. Durch die Wahl des Bodenbearbeitungsverfahrens kann man jedoch erheblichen Einfluß auf dessen Zersetzungsgeschwindigkeit nehmen und damit die Stickstoffverluste in erträglichen Grenzen halten, wie eine Fallstudie von HETSCH et al. (1981) zeigt. Ein solcher Eingriff erfordert jedoch große Sorgfalt bei der Bodenbearbeitung. Bei praxisüblicher Bodenbearbeitung mit Bearbeitungstiefen bis 30 cm treten erhebliche Humus- und Stickstoffverluste mit entsprechenden Versauerungsvorgängen auf (KRAMER u. ULRICH 1985).

MAKESCHIN et al. (1985) „lehnen hohe Kalkungen wegen nicht abzusehender negativer ökologischer Folgen ab“. Als negative ökologische Folge ist bisher nur die Nitratauswaschung belegt, die als Folge der (ökologisch positiv zu bewertenden) Steigerung der mikrobiellen Aktivität auftritt und eine Belastung der Wasserqualität darstellt. Nun ist sowohl aufgrund der heutigen Kenntnisse über die N-Deposition wie auch der nachgewiesenen Verengung der C/N-Verhältnisse (v. ZEJSCHWITZ 1985 b) und der Zunahme des N-Vorrats im Auflagehumus der Sollingbestände (ULRICH 1985 a) davon auszugehen, daß die N-Akkumulation im Auflagehumus bei uns größtenteils aus der N-Deposition gespeist ist. Das Problem eines hohen N-Vorrats in einem sehr labilen, organischen Material über dem Mineralboden wird also immer größer. Je eher man es mit Ziel anfaßt, den N-Vorrat über eine Rückführung in den Kreislauf im Ökosystem so weit als möglich zu stabilisieren, desto besser. Im übrigen ergibt sich die dringende Forderung, die Emission von NO_x und NH_3 drastisch zu vermindern.

Die Frage einer Vertiefung des potentiellen Wurzelraumes stellt sich besonders im Hinblick auf zu begründende Waldökosysteme. Aus der jetzt vorliegenden Kenntnis über Säureschäden

bei den Wurzeln unserer Wirtschaftsbaumarten ergibt sich die Folgerung, daß auf Böden mit tiefreichender Versauerung bis in den Aluminium-Pufferbereich weder Naturverjüngungen noch Pflanzungen eine Chance haben, das Baumholzalter oder gar die Umtriebszeit zu erreichen. Auf solchen Böden sollte daher 1 bis 2 Jahrzehnte vor der Verjüngung durch eine an der Basenneutralisationskapazität des potentiellen Wurzelraums ausgerichtete Oberflächenkalkung die Vertiefung des Wurzelraums eingeleitet werden. Vor der Neubegründung von Kulturen sollte durch eine Bodenuntersuchung (effektive Kationenaustauschkapazität, Basensättigungsgrad, pH, Basenneutralisationskapazität) festgestellt werden, wie weit die Bodenversauerung fortgeschritten ist. Falls sich der gesamte potentielle Wurzelraum im Fe/Al- oder Al-Pufferbereich befindet, sollte unter Berücksichtigung der Erholungsfähigkeit des Bodens (hoch bei hohen Silikatgehalten) und seiner Neigung zur Wiederversauerung (hoch bei niedrigen Silikat- und Tongehalten) geprüft werden, ob die Begründung einer Kultur wirtschaftlich zu verantworten ist. Falls diese Frage verneint wird, ist zu prüfen, ob der potentielle Wurzelraum durch die Einarbeitung einer an der Basenneutralisationskapazität ausgerichteten Kalkmenge vertieft werden kann. Die jeweilige standörtlich optimale Maßnahme kann nur durch kontrollierte praxisnahe Versuche erarbeitet werden.

Die an der Basenneutralisationskapazität ausgerichteten Kalkungen sind einmalige Meliorationsmaßnahmen. Bei der Auswahl der Kalkdünger ist darauf zu achten, daß Magnesium-haltige Kalke mitverwendet werden. Bei stark verarmten Böden ist nicht auszuschließen, daß im Gefolge der Kalkung andere Nährstoffe ins Minimum geraten (besonders Kalium, evtl. Spurennährstoffe). Soweit möglich sollte daher ein Teil der Basenmenge als basisches Gesteinsmehl gegeben werden, das bei der Verwitterung der Silikate die Nährstoffe in einem physiologisch günstigen Verhältnis freisetzt.

8.4 Begründung stabiler Waldökosysteme

Die forstliche Planung scheidet den Betriebszieltyp nach der Standortstypengruppe (Ökoserie) und der Baumart oder Baumartenmischung aus. Die Zuordnung von Baumarten(mischungen) zu Standortstypengruppen basiert auf der Erfahrung. WITTICH (1942) hat herausgearbeitet, daß die Leistung der Baumarten langfristig von der „nachschaaffenden Kraft“ bestimmt wird; die nachschaffende Kraft ist identisch mit der Rate der Silikatverwitterung. An dieser langfristigen Zuordnung ändert die depositionsbedingte Bodenversauerung prinzipiell nichts. Dies heißt, daß die aus der forstlichen Standortskartierung abgeleitete regionale Waldbauplanung prinzipiell gültig bleibt. MÜLLER (1981) hat in Süddeutschland gezeigt, daß die potentielle Leistungskraft der Standorte durch nutzungsbedingte Oberbodenstörungen geschwächt sein kann. Die depositionsbedingte Bodenversauerung stellt eine den ganzen Wurzelraum erfassende Bodenstörung (Verarmung) dar, die ebenfalls zu einem Abweichen der aktuellen von der potentiellen Leistung führt. Die negative Abweichung der aktuellen Leistung wird allerdings wegen der Deposition von Nährstoffen aus Luftverunreinigungen nicht oder nicht nur in einer Zuwachsschwächung bemerkbar, sondern in einer zunehmenden Instabilität der Ökosysteme. Diese Instabilität macht sich in Podsoligkeit, Nährstoffaustrag, zunehmender Bodenversauerung, gehemmter Streuzersetzung und Schadstoffakkumulation schon seit Jahrzehnten bemerkbar (ULRICH 1985 a); sie endet im langsamen oder raschen Baumsterben. Waldökosysteme können also innerhalb von Jahrzehnten so einschneidenden Veränderungen unterliegen, daß nicht nur die Nachhaltigkeit des Zuwachses, sondern die Existenz des Waldes in Frage gestellt ist. Für die forstliche Planung ergibt sich hieraus die Notwendigkeit, die Definition des Betriebszieltyps um Ökosystemmerkmale zu erweitern, die uns heute nutzungs- oder depositionsbedingte Minderungen der potentiellen Leistungskraft erkennen lassen, und die späteren Bewirtschaftern frühzeitige Hinweise auf eventuelle Veränderungen des Ökosystems geben. Solche Merkmale sind die Ausprägung des A-Horizontes (versauerungsbedingte Podsoligkeit läßt sich morphologisch zuerst an der Ausbildung von A_{ch} -Horizonten erkennen), die Humusform (als Indikator der Zusammensetzung der Zersetzer), und die Artenzusammensetzung der Bo-

denvegetation. Hierfür ein Beispiel: Im Wuchsbezirk Bramwald/Brackenberg weist die regionale Waldbauplanung in der Standortstypengruppe „Mittlere Lößlehme über Silikatgestein“ in Plateaulage Buche – Europäische Lärche als Betriebszieltyp aus. Diese Definition wäre nunmehr zu ergänzen, z. B.: Humusform mullartiger Moder, A_h ohne Podsoligkeitsmerkmale sowie Angaben über Bodenvegetation. Eine solche Definition des Sollzustandes ermöglicht dem Betriebsbeamten wie dem Einrichter die Feststellung von Abweichungen, die die Suche nach den Gründen auslösen sollte. Gleichzeitig wird mit einer Definition des Betriebszieltyps das bei der Walderneuerung anzustrebende Ziel so genau beschrieben, daß sich die notwendigen Maßnahmen wie Meliorationskalkung ableiten lassen. Eine solche ökosystemare Erweiterung des Betriebszieltyps sollte von Wissenschaft, Kartierung, Forsteinrichtung und Praxis als zentrale Aufgabe verstanden werden.

Ökologisch läßt sich das Wirtschaftsziel als Optimierung der Holzproduktion bei Minimierung der ökosysteminternen Säureproduktion definieren. Dieses Ziel sichert die Nachhaltigkeit der Produktionsgrundlagen, der Produktion und auch der Sozialfunktionen. Es dürfte zur Minimierung von Kalamitäten und Ökosystem-Zusammenbrüchen beitragen und damit eine planmäßige Wirtschaft ermöglichen. Das Ziel ist nur erreichbar, wenn die saure Deposition drastisch verringert und die durch jahrtausendelange Fehlnutzung und saure Deposition bewirkte Bodenversauerung auf ein dem Wirtschaftsziel entsprechendes Ausmaß zurückgeführt wird.

Die Merkmale Humusform, Ausprägung des A_h -Horizonts und Bodenvegetation sind eng aneinander gekoppelt. WITTICH (1952) hat gezeigt, daß durch Begründung einer produktiven Bodenvegetation, die leicht zersetzbare Streu erzeugt, mullartige Humusformen und A_h -Horizonte geschaffen werden können. Hieraus ergibt sich, daß der Begründung und Entwicklung der Bodenvegetation bei der Begründung stabiler Waldökosysteme eine Schlüsselrolle zukommt. Als Hilfspflanze, um diese Entwicklung zu initiieren, hat sich die blaue Lupine (*Lupinus polyphyllus*) bewährt (KRAMER 1981). Wegen der in den letzten Jahrzehnten erfolgten Akkumulation von deponiertem N aus Luftverunreinigungen im Auflagehumus und der erwähnten Versauerungsmöglichkeit bei N-Mineralisierung und Nitrataustrag bedarf der Einsatz von Leguminosen neuer Untersuchungen.

Insgesamt besteht hinsichtlich der Überwindung der Folgen der depositionsbedingten Bodenversauerung ein beträchtlicher Forschungsbedarf, der nur bei Zusammenarbeit von Wissenschaft und Praxis rasch genug abgearbeitet werden kann. Es ist bereits viel Zeit mit der Diskussion darüber verloren gegangen, ob es eine depositionsbedingte Bodenversauerung mit negativen Folgen für den Wald gibt. Von den Daten, aufgrund derer Bodenversauerung und ihre ökologischen Folgen abgeleitet wurden, wurden keine widerlegt. Die zunächst vermuteten Zusammenhänge wurden mehr und mehr quantifiziert. Wir werden niemals ausgelernt haben, aber wir wissen genug, um sowohl auf der Emissionsseite (durch Verminderung der Schadstoffemission) wie auf der Immissionsseite (durch Vermeidung ökosysteminterner Säureproduktion und Behebung der Folgen jahrzehntelangen Säureeintrags) die nötigen Maßnahmen einzuleiten.

Zusammenfassung

Die Ursachen der Bodenversauerung werden diskutiert. Die auf allen Standortstypen mit Ausnahme kalkskeletthaltiger Kalkverwitterungsböden und Geschiebemergel in Fallstudien angebroffene starke tiefgründige Versauerung wird auf die saure Deposition zurückgeführt. Die forstlichen Möglichkeiten zur Verringerung der ökosysteminternen Säureproduktion, zur Behebung akuter versauerungsbedingter Ernährungsstörungen, zur Vertiefung des potentiellen Wurzelraums und zur Begründung von Waldökosystemen, die ohne saure Deposition stabil mit hoher Elastizität sein können, werden diskutiert.

Summary

*The role of soil acidification in forest decline:
long-term consequences and silvicultural possibilities*

The causes of soil acidification are discussed. The strong and deep reaching acidification which has been found in case studies on all sites (with the exception of soils containing limestone or marl) is traced back to acid deposition. The possibilities of forest management to reduce ecosystem-internal acid production, to eliminate acute malnutrition, to increase deep rooting, and to establish forest ecosystems which can be stable with high elasticity without acid deposition, are discussed.

Literatur

- BAUCH, J.; STIENEN, H.; ULRICH, B.; MATZNER, E., 1985: Einfluß einer Kalkung bzw. Düngung auf den Elementgehalt in Feinwurzeln und das Dickenwachstum von Fichten aus Waldschadensgebieten. *Allgem. Forstzeitschr.*, 41, 1148-1150.
- BEESE, F.; PRENZEL, J., 1985 a: Das Verhalten von Ionen in Buchenwald-Ökosystemen auf podsoliger Braunerde mit und ohne Kalkung. *Allgem. Forstzeitschr.*, 41, 1162-1164.
- BEESE, F., WARAGHAL, A., 1985 b: Ionenstatus und Säure-Neutralisationsverhalten von Buchenblättern. *Allgem. Forstzeitschr.*, 41, 1164-1165.
- BLOCK, H.; BARTELS, U., 1985: Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmessungen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- BOSCH, C.; PFANNKUCH, E.; BAUM, U.; REHFUESS, K. E.; 1983: Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. *Forstwiss. Cbl.*, 102, 167-181.
- BREDEMEIER, M., 1985: Bodeninterne Säureproduktion in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosyst., Exkursionsführer* 1985, 85-87.
- ELLENBERG, H., 1978: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- FÖLSTER, H., 1985: Proton consumption rates in holocene and present-day weathering of acid forest soils. In: J. I. Drever (ed.): *The Chemistry of Weathering*, Reidel Publ. Co. Dordrecht, pp. 197-209.
- GEHRMANN, H.; BÜTTNER, G., 1985: Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte im Land Nordrhein-Westfalen. Unveröffentlichter Bericht an die LÖLF, Recklinghausen.
- GEHRMANN, J.; GERRIETS, M.; PUHE, J.; ULRICH, B., 1984: Untersuchungen an Boden, Wurzeln, Nadeln und erste Ergebnisse von Depositionsmessungen im Hils. *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosyst.*, 2, 169-206 (S. 202 ff.).
- GUSSONE, H.-A., 1984: Empfehlungen zur Kompensationsdüngung. *Forst- u. Holzwirt*, 39, 154-160.
- HAUHS, M., 1985: Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). *Ber. d. Forschungszentrums Waldökosyst., Universität Göttingen*, Bd. , 17.
- HETSCH, W.; KRAMER, W.; WESSELS, W., 1981: Bodenkundliche und waldbauliche Auswirkungen einer kombinierten Meliorationsmaßnahme im Forstamt Syke. *Forst- u. Holzwirt*, 36, 548-555.
- HÜTTL, R. F.; ZÖTTL, H. W., 1985: Ernährungszustand von Tannenbeständen in Süddeutschland - ein historischer Vergleich. *Allgem. Forstzeitschr.*, 40, 1011-1013.
- JORNS, A.; HECHT-BUCHHOLZ, Ch., 1985: Aluminium-induzierter Magnesium- und Calciummangel im Laborversuch bei Fichtensämlingen. *Allgem. Forstzeitschr.*, 41, 1248-1252.
- KOLARI, K. K. (ed.), 1983: *Boron in Forestry*. *Commun. Inst. For. Fenn.*, 116, 11-169.
- KRAMER, W., 1981: Über den Anbau der Dauerlupine (*Lupinus polyphyllus* Lindl.). *Forst u. Holzwirt* 36, 173-177.
- KRAMER, W.; ULRICH, B., 1985: Ergebnisse eines Kalksteigerungsversuchs im Forstamt Syke. *Forst- u. Holzwirt* 40, 147-154.
- LANG, E.; BEESE, F., 1985: Die Reaktion der mikrobiellen Bodenpopulation eines Buchenwaldes auf Kalkungsmaßnahmen. *Allgem. Forstzeitschr.* 41, 1166-1169.
- MATZNER, E., et al., 1982: *Elementflüsse in Waldökosystemen - Datendokumentation*. Göttinger Bodenkdl. *Ber.* 71.
- MATZNER, E., 1985: Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. *Allgem. Forstzeitschr.* 41, 1143-1147.
- MATZNER, E.; THOMA, E., 1983: Auswirkungen eines saisonalen Versauerungsschubs im Sommer/Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme. *Allgem. Forstzeitschr.* 38, 677-682.
- MATZNER, E.; CASSENS-SASSE, E., 1984: Chemische Veränderungen der Bodenlösung als Folge saisonaler Versauerungsschübe in verschiedenen Waldökosystemen. *Ber. d. Forschungszentrums 2, Univ. Göttingen*, 50-60.
- MATZNER, E.; KHANNA, P. K.; MEIWEIS, K. J.; CASSENS-SASSE, E.; BREDEMEIER, M.; ULRICH, B., 1984: Ergebnisse der Flüßmessungen in Waldökosystemen. *Ber. d. Forschungszentrums 2, Univ. Göttingen*, 29-49.
- MATZNER, E.; ULRICH, B.; MURACH, D.; ROST-SIEBERT, K., 1985: Zur Beteiligung des Bodens am Waldsterben. *Forst- u. Holzwirt* 40, 303-309.

- MEIWES, K. J., 1985: Bioelementbilanz eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 43/II, 981-986.
- MEIWES, K. J.; KÖNIG, N.; KHANNA, P. K.; PRENZEL, J.; ULRICH, B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. d. Forschungszentrums 7, Univ. Göttingen, 1-67.
- MÜLLER, S., 1981: Oberbodenstörungen nach Weide und Streunutzung. Mitt. Ver. Forstl. Standortskde. 29, 3-6.
- MURACH, D., 1984: Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichten (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. Göttinger Bodenkdl. Ber. 77.
- MURACH, D.; SCHÜNEMANN, E., 1985: Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen. Allgem. Forstzeitschr. 41, 1151-1154.
- PRENZEL, J., 1985: Die maximale Löslichkeit von oberflächlich ausgebrachtem Kalk. Allgem. Forstzeitschr. 41, 1141-1142.
- PUHE, J.; ULRICH, B., 1985: Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. Arch. Hydrobiol. 102, 331-342.
- PUHE, J.; PERSSON, H.; BORJESSON, I., 1986: Wurzelwachstum und Wurzelschäden in skandinavischen Nadelwäldern. Allgem. Forstzeitschr., 42, 488-492.
- RANFT, H., 1975: Die mineralische Düngung als Anpassungsmaßnahme der Forstwirtschaft in Rauchschadgebieten. Sozialistische Forstwirtsch. No. 6, 201-203.
- RASTIN, N.; ULRICH, B., 1985: Bodenchemische Standortcharakterisierung zur Beurteilung des Stabilitätszustands von Waldökosystemen in Hamburg. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosyst. 10, Univ. Göttingen, 1-91.
- REHFUESS, K. E.; FLURL, H.; FRANZ, F.; RANNECKER, E., 1983: Growth patterns, phloem nutrient contents and root characteristics of beech (*Fagus sylv.* L.) on soils of different reaction. In: B. ULRICH and J. PANKRATH (eds.): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Reidel Publ. Co., pp. 359-375.
- SCHAUERMANN, J., 1985: Zur Reaktion von Bodentieren nach Düngung von Hainsimsen-Buchenwäldern und Siebenstern-Fichtenforsten im Solling. Allgem. Forstzeitschr. 41, 1159-1161.
- SCHNOOR, J. L.; STUMM, W., 1985: Acidification of aquatic and terrestrial systems. In: W. Stumm (ed.): Chemical processes in lakes, Wiley New York, pp. 311-338.
- SCHLICHTER, T. M.; VAN DER PLOEG, R. R.; ULRICH, B., 1983: A simulation model of the water uptake of a beech forest: testing variations in root biomass and distribution. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 146, 725-735.
- SCHULTE-BISPING, H.; MURACH, D., 1984: Inventur der Biomasse und ausgewählter chemischer Elemente in zwei unterschiedlich stark versauerten Fichtenbeständen im Hils. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosyst. 2, Univ. Göttingen, 207-265.
- STIENEN, H.; BARCKHAUSEN, R.; SCHAUB, H.; BAUCH, J., 1984: Mikroskopische und röntgenenergiedispersive Untersuchungen an Feinwurzeln gesunder und erkrankter Fichten verschiedener Standorte. Forstwiss. Centralbl. 103, 262-274.
- ULRICH, B., 1968: Ausmaß und Selektivität der Nährelementaufnahme in Fichten- und Buchenbeständen. Allgem. Forstzeitschr. 23, 815.
- ULRICH, B.; STEINHARDT, U.; MÜLLER-SUUR, A., 1973: Untersuchungen über den Bioelementgehalt in der Kronentraufe. Göttinger Bodenkdl. Ber. 29, 211-230.
- ULRICH, B., 1980: Die Bedeutung von Rodung und Feuer für die Boden- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. Forstwiss. Centralbl. 99, 376-384.
- ULRICH, B., 1981: Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens. Forstwiss. Centralbl. 100, 228-236.
- ULRICH, B., 1983: Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einfluß des „Sauren Regens“. Allgem. Forstzeitschr. 38, 670-677.
- ULRICH, B., 1985 a: Interaction of indirect and direct effects of air pollutants in forests. In: C. Troyanowski (ed.): Air Pollution and Plants. VCH Verlagsges. Weinheim, pp. 149-181.
- ULRICH, B., 1985 b: Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 43/I, 159-187.
- ULRICH, B.; MAYER, R.; KHANNA, P. K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen 58, 291 S., Sauerländer Verlag Frankfurt 1979.
- ULRICH, B.; PIROUZHANAH, D.; MURACH, D., 1984: Beziehungen zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. Forstarchiv 55, 127-134.
- WINKLER, P., 1982: Zur Trendentwicklung der pH-Werte des Niederschlags in Mitteleuropa. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 145, 576-585.
- WITTICH, W., 1942: Natur und Ertragsfähigkeit der Sandböden im Gebiet des norddeutschen Diluviums. Zeitschr. f. Forst- u. Jagdwesen 74.
- WITTICH, W., 1952: Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems im Walde. Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen 4, Sauerländer Verlag.
- ZECH, W.; POPP, E., 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Centralbl. 102, 50-55.

- ZEZSCHWITZ, E. v., 1985 a: Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. Geol. Jb. Reihe F, Heft 20, 3–41.
- ZEZSCHWITZ, E. v., 1985 b: Qualitätsänderungen des Waldhumus. Forstwiss. Centralbl. 104, 205–220.
- ZÖTTL, H. W.; MIES, E., 1983: Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allg. Forst- u. Jagdztg. 154, 110–114.
- ZÖTTL, H. W., 1985: Waldschäden und Nährelementversorgung. Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 2, 31–41.
- ZÖTTL, H. W.; FEGER, K.-H.; BRAHME, G., 1985: Chemismus von Schwarzwaldgewässern während der Schneeschmelze 1984. Naturwissensch. 72, 268–270.
- ZÖTTL, H. W.; HÜTTL, R., 1985: Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im südwestdeutschen Alpenvorland. Allgem. Forstzeitschr. 40, 197–199.

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. BERNHARD ULRICH, Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, Büsengweg 5, D-3400 Göttingen-Weende

Leichtflüchtige Kohlenwasserstoffe biogenen und anthropogenen Ursprungs in der Luft von Waldgebieten

VON R. KREUZIG, I. GEBEFÜGI, F. KORTE

1. Einleitung

Das Vorkommen leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe in der Luft stadt- und industrienaher wie-ferner Regionen wird von verschiedenen Autoren beschrieben (HOLZER et al. 1977; WESTBERG et al. 1984). Als wichtigste anthropogene Quelle nennen GUICHERIT und SCHULTING (1985) den Kraftfahrzeugverkehr, der Aliphaten, Olefine und Aromaten emittiert. Ferner werden Kohlenwasserstoffe durch den vielseitigen Einsatz von Lösungsmitteln freigesetzt. Zu den Kohlenwasserstoffen biogenen Ursprungs zählen die Monoterpene, die von Nadel- und Laubbäumen sowie von Grasvegetation ausgeschieden werden (HUTTE et al. 1984; RASMUSSEN 1972).

Die Kenntnisse über das Vorkommen leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe sind infolge ihrer möglichen toxikologischen Relevanz und ihres Beitrages zu photochemischen Prozessen in der Atmosphäre von Bedeutung und liegen in den USA durch die Erforschung von Smog und Blue haze in großem Umfang vor. In der Bundesrepublik werden diese organischen Chemikalien erst in letzter Zeit eingehender betrachtet, zumal die Möglichkeit besteht, daß in photochemischen Reaktionen gebildete Oxidationsprodukte an Waldschäden beteiligt sind (KOHLMAYER et al. 1983).

In drei bayerischen Waldgebieten wurde der Beitrag leichtflüchtiger Kohlenwasserstoffe zur Belastung der Luft untersucht. Die Erfassung anthropogener Chemikalien sollte mögliche Einflüsse von Ballungszentren aufzeigen. Da Koniferen auf mechanische Beschädigungen (YOKOUCHI et al. 1984) sowie in Begasungsversuchen auf erhöhte SO₂-Konzentrationen mit verstärkten Terpenemissionen reagieren (RENWICK u. POTTER 1981), war zu klären, inwiefern die Erfassung von erhöhten Terpenemissionen in der Luft auf eine Beeinträchtigung des Baumbestandes schließen läßt.

2. Standortbeschreibung

Für die Probennahme im Zeitraum Juni bis September 1985 wurden drei Waldstandorte in unterschiedlicher Entfernung von Ballungsräumen ausgewählt; alle Meßpunkte sind von Fahrstraßen weit entfernt. Der Ebersberger Forst (550 m über NN) liegt östlich von München; die Meßstation befindet sich am westlichen Waldrand in einer Entfernung von 30 km zur Münche-