

Aus der Sektion Forstwirtschaft Tharandt der Technischen Universität Dresden
Wissenschaftsbereich Pflanzenchemie
(Leiter des Bereiches: Prof. Dr. habil. F. Fischer)

Zur Problematik der „Sauren Niederschläge“ und ihres Einflusses auf den Nadelwald¹

Von Hans-Günther Däßler und Herbert Lux

Mit 2 Abbildungen

(Eingegangen am 15. Juli 1983)

1. Einleitung

Mit dem steigenden Energiebedarf hat die Abgabe von SO₂ an die Atmosphäre weltweit stark zugenommen. Global wurden für 1970 $8 \cdot 10^7$ t SO₂/a, für 1973 $16 \cdot 10^7$ t/a und für 1982 bereits $20,5 \cdot 10^7$ t/a, das entspricht $10 \cdot 10^7$ t S/a, ermittelt. In Europa war 1970 eine Verdopplung der SO₂-Emission gegenüber 1950 zu verzeichnen. Für 1980 errechnete man $3,5 \cdot 10^6$ t/a. Die Schwerpunkte der SO₂-Belastung liegen hier eindeutig in den Ländern mit größerem Industriepotential mit einer Ablagerung von ca. 10 g SO₂/m² · a (Zit. bei Möller 1977). In diesen Gebieten treten auf ca. 1 Mill. ha seit etwa 1955 besorgnisregend zunehmende Forstschäden auf, die in den letzten Jahren besonders in den Mittelgebirgen bereits katastrophale Ausmaße angenommen haben und die, ebenso wie das etwa um 1965 bekannt gewordene Fischsterben in skandinavischen Gewässern, mit den Begriffen „Saurer Regen“ bzw. „Saurer Niederschlag“ ursächlich in Verbindung gebracht werden. Inzwischen liegen zahlreiche Veröffentlichungen von Forschungsergebnissen vor, die zusammen mit eigenen Erfahrungen im folgenden zur Übersicht und Wertung des Problems genutzt werden sollen.

2. Ausbreitung und Umwandlung von SO₂ in der Atmosphäre

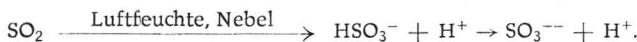
Etwa 85 % des Schwefelgehaltes fossiler Brennstoffe gelangen als SO₂ in die Atmosphäre. Sein Abtransport nach Verlassen der Emissionsquelle ist weitgehend von den durch die Gestaltung der Erdoberfläche beeinflussten meteorologischen Bedingungen abhängig. Besonders wichtig sind die Windrichtung und -geschwindigkeit sowie die Turbulenz. Während dieser Verfrachtung kommt es zu verschiedenen chemischen Reaktionen, die überwiegend auf eine katalytische Oxydation des SO₂ bis zum Sulfat hinauslaufen.

Nach Giebel (1977) beträgt die mittlere Abbaurate des Schwefeldioxides etwa 12 %/h (100 %), wobei etwa 6,5 % (54 %) auf die chemische oder photochemische Umwandlung, 4 % (33 %) auf die trockene und rund 1,5 % (14 %) auf die nasse Ablagerung durch Wolken und Niederschlag entfallen. Die Geschwindigkeit der trockenen Ablagerung von gasförmigem SO₂ schwankt zwischen 0,5 cm/s auf trockener Erde bis 2,2 cm/s auf Wasseroberflächen. Diese sind deshalb, wie auch die großen Oberflächen von Koniferenbeständen in feuchtem Zustand, die besten Senken für SO₂. Die gleichzeitige Aufnahme von SO₂ durch Assimilation ist dabei zwar hinsichtlich seiner Wir-

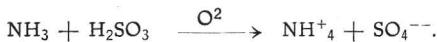
¹ 154. Mitteilung des Arbeitskreises „Immissionsforschung“.

kung sehr wesentlich, aber anteilig gering. Nach Möller (1977) ist die maximale Aufenthaltsdauer von SO₂ in der Atmosphäre auf einen Tag begrenzt. In dieser Zeit kann es 1 bis 500 km weit transportiert werden. Sein Anteil an den gesamten S-Verbindungen beträgt 70 bis 98 % in verschmutzter Atmosphäre und erscheint deshalb eindeutig als Hauptschadursache im 1–200-km-Bereich von Industriegebieten.

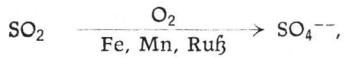
Die Ableithöhe der Emission bestimmt die SO₂-Belastung der bodennahen Luftsichten in der Umgebung der Emittenten stark. Zur lufthygienischen Entlastung von Ballungsgebieten wurde deshalb in der Vergangenheit auf eine Emission der Abgase in höhere Luftsichten orientiert und der Bau um 300 m hoher Schornsteine bei Kraftwerken forciert. Diese Hochableitung erhöht aber andererseits die Verweilzeit und damit die Möglichkeit zur atmosphärischen Oxydation des SO₂, vergrößert die Transportentfernung der Umwandlungsprodukte auf über 1000 km und bewirkte, daß der Begriff „Langstreckentransport von Luftverunreinigungen“ an Bedeutung gewann. Dieser Transport erfolgte überwiegend in < 1 μm großen Wolken- bzw. Nebeltröpfchen (Aerosole), in denen die atmosphärische Oxydation als Flüssigphasenreaktion vor sich geht:



Nach Möller und Schieferdecker (1982) kann auch der Folgereaktion mit Ammoniak Bedeutung zukommen, die die entstehenden H⁺-Ionen bindet und dadurch die SO₂-Absorptionskapazität erhöht.

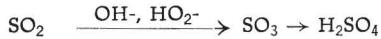


Weniger bedeutend erscheint die an katalytisch wirkenden Partikeloberflächen vor sich gehende Reaktion:



die nur bei pH-Werten ≥ 6,0 größere Umsetzungsrationen erzielen kann.

Homogene Gasphasenreaktionen sind bei der Umwandlung des SO₂ ebenfalls beteiligt. Vor allem die Oxydation mit Hilfe von Radikalen:



verläuft um Größenordnungen schneller als die katalytische Oxydation an Feststoffteilchen; wesentlich langsamer dagegen die photochemische Oxydation:



Alle genannten SO₂-Oxydationsreaktionen führen in der Flüssigphase unmittelbar zur Bildung von H⁺-Ionen, so daß sich neben dem Sulfatgehalt auch der Säuregehalt der atmosphärischen Niederschläge erhöht. Nach Ulrich (1979) stammen 70 % der Niederschlagsdeposition von H⁺-Ionen (etwa 3,5 kmol · ha⁻¹ · a⁻¹) aus dem SO₂-Eintrag. Während bei reiner Luft die Lösung von CO₂ einen pH-Wert bei 5,6 ergibt, führt der Eintrag von H⁺-Ionen zu Werten, die überwiegend zwischen pH 3 und 5 liegen. In diesem Fall spricht man von „sauren Niederschlägen“, die in Form von Regen, Nebel, Tau, Hagel, Schnee und Rauhreib auftreten können. Allerdings muß in Betracht gezogen werden, daß auch Salpetersäure (NO_x), Fluor- und Chlorwasserstoff sowie organische Säuren zur Erhöhung des Säuregrades von Niederschlägen beitragen können. Weiterhin ist zu beachten, daß der Säuregrad des Niederschlags nicht nur von H⁺-Ionen, sondern vom Verhältnis zwischen allen Kationen und Anionen, die im Niederschlag gelöst sind, abhängt. Je verschmutzter die Atmosphäre ist, desto mehr sind H⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, SO₄⁻⁻, K⁺, Na⁺, Ca⁺⁺, CO₃⁻, Cl⁻ und PO₄³⁻ in der Niederschlagslagerung enthalten.

(Cowling et al. 1980). In Mitteleuropa liegt der atmosphärische Eintrag von Säure 100fach, der von N, Mg, Ca, S und gebietsweise Schwermetallen 10fach höher als der natürliche Eintrag (Ulrich 1982).

Neben der Naßablagerung, die erheblich zur Reinigung der Atmosphäre beiträgt, ist die trockene Ablagerung von sauer reagierenden Partikeln und Gasen auf Oberflächen von großer Bedeutung, denn sie macht 75 % des atmosphärischen Aziditäteintrages aus. Der Begriff „Saurer Regen“ erscheint deshalb zu eng gefaßt und sollte in diesem Zusammenhang nicht verwendet werden.

Sehr häufig wirken basische Partikel den sauren Anteilen im Niederschlag wie auch im Boden entgegen. Besonders der hohe Ca-Gehalt von ca. 20 % in den Aschen der in der DDR als Hauptenergeträger verwendeten Braunkohle macht sich als Puffer bemerkbar. Aus diesem Grund kann im gesamten Flach- und Hügelland kaum von negativen Wirkungen durch saure Niederschläge gesprochen werden (Enderlein u. Stein 1964, Lux 1974).

In den Mittelgebirgen sind negative Effekte dagegen nicht auszuschließen, da dort infolge des SO₂-Ferntransportes und der verbesserten Entstaubung bei Großfeuerungsanlagen die neutralisierenden Alkali- und Erdalkalanteile in der Luft gegenüber den Sulfaten wesentlich geringer vorhanden sind. Der Langstreckentransport von Abgaswolken mit hohen Schadstoffkonzentrationen in stabilen Luftschichten größerer Höhe ist besonders durch Hochschornsteine gegeben, wird aber auch während sommerlicher Hochdruckwetterlagen durch Anreicherung von Luftverunreinigungen über Industriezentren begünstigt. Kaltfronten verfrachten die stark verunreinigten Luftmassen, und es kann in größerer Entfernung, besonders aber in den Gebirgen, zum Ausregnen saurer Niederschläge (Smith 1980) kommen.

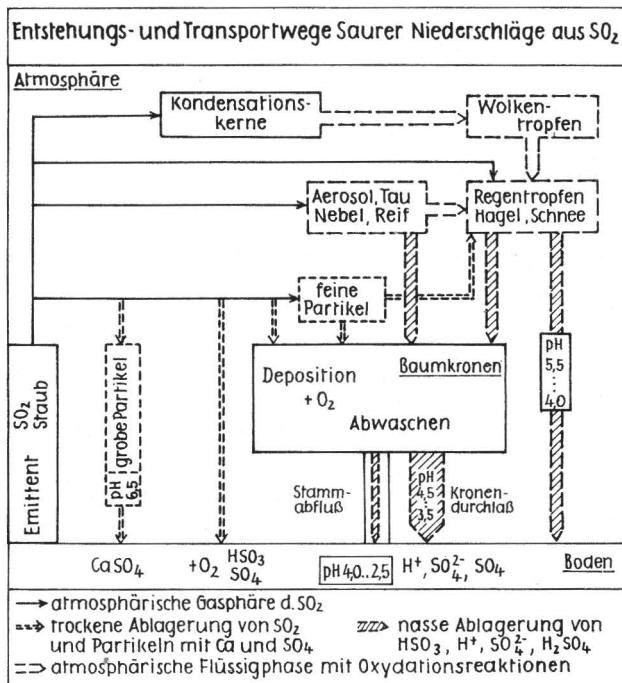


Abb. 1. Entstehungs- und Transportwege Saurer Niederschläge aus SO₂

Nach Kettner (1979) wurde, sicher aus gleichen Gründen, in ländlichen Gebieten der BRD mehrfach eine stärkere Versauerung des Regenwassers als in Stadt- und Industriegebieten beobachtet.

Generell treten saure Konzentrationen im Niederschlag episodisch auf. Je näher sich das Emissionszentrum befindet, desto stärker sind die zeitlichen und räumlichen Schwankungen der Säureniederschlagsraten (Smith 1980).

3. Wege des Elementeintrages zwischen Atmosphäre, Bäumen und Boden

Atmosphärische Elemente gelangen durch Schwerkrafteffekte (Regen, Sedimentation) oder den, bei Koniferen besonders wirksamen Auskämmeffekt (turbulenter Transfer, Aufprall und Diffusion) über den Niederschlag, den Kronendurchlaß und den Stammabfluß in den Boden. Ein Teil wird zunächst von oberirdischen Pflanzenteilen direkt adsorbiert bzw. aufgenommen und später über die Nadelauswaschung oder die Streu in den Boden gebracht. Der Filtereffekt entsteht durch die Rauigkeit der Baumkronen, die der Luft einen hohen Widerstand entgegensetzen und mit ihrer sehr großen Oberfläche erhebliche Mengen der Luftverunreinigungen auskämmen. Solange die Bevölkerungskapazität nicht überschritten wird, führen Nebel und Nieselregen nicht zum Abwaschen, sondern zur Konzentration der trockenen abgelagerten Luftverunreinigungen. Durch Verdunsten kann sich dieser Effekt noch verstärken. Sehr niedrige pH-Werte und hohe Elementkonzentrationen auf der Nadeloberfläche sowie im Kronentrauf sind nach anhaltenden Trockenperioden die Folge.

Vom Niederschlag gelangen nach Ulrich (1979) im Mittel 66 % in den Boden, 34 % verdunsten (Interzeption). Von den am Boden eintreffenden Elementen stammen 46 % aus der feuchten, 32 % aus der trockenen Ablagerung und 22 % aus der Kronenauswaschung.

Nur 7 % der Deposition schwefelhaltiger Verbindungen unter Fichte (12 % bei Buche) sollen der SO₂-Assimilation entstammen. Die Absorption im Kronenraum überwiegt demnach bei weitem.

Grundsätzlich fällt der pH-Wert und steigt die SO₄²⁻, Ca⁺⁺ und Mg⁺⁺-Konzentration in der Reihenfolge freier Niederschlag – Kronendurchlaß – Stammabfluß.

Im „Slávkovské les“ in der ČSSR wurden im Mittel unter Fichte gemessen (Lochmann et al. 1981) :

	pH	ppm SO ₄ ²⁻	Ionen mval/l
freier Niederschlag	4,0 ... 5,4	5 ... 16	0,7
Kronendurchlaß	3,6 ... 4,5	37 ... 67	1,8
Bodenlösung A-Horizont	2,6 ... 3,7	um 200	

Nach Günther und Knabe (1976) ist unter Fichten die Schwefelkonzentration des Niederschlags 4- bis 9mal, die H⁺-Ionenkonzentration 2- bis 6mal größer als im Freiland.

Künstle et al. (1981) wiesen im Ruhrgebiet und Schwarzwald nach, daß der Auskämmeffekt der Fichten mit steigender Luftbelastung größer wird, wie die folgenden Zahlen zeigen:

Gesamtdeposition in kg S · ha⁻¹ · a⁻¹

Mefstellen	Freiland	unter Fichte	unter Buche
Rand des Ruhrgebietes	30	120	50
Solling	25	90	50
Rheintal bei Freiburg	20	60	40
Schauinsland 1200 ü. NN	20	30	30

Ebenso erhöhen sich auch die K⁺-, Ca⁺⁺- und Cl⁻-Konzentrationen im Kronendurchlauf. Nach Horntvedt (1980) werden dagegen Stickstoff und Blei im Kronenraum stark absorbiert.

Gegenüber den o. g. Zahlen muß im Erzgebirge mit noch größeren Mengen der Schwefeldeposition gerechnet werden. Bereits Stoklasa (1923) gab für das Erzgebirgsvorland 200 kg S · ha⁻¹ · a⁻¹ an. Materna (1979) ermittelte 160 ... 240 kg S · ha⁻¹ · a⁻¹, davon 50 ... 100 kg als Folge des Auskämmeffektes der Fichten. 30 ... 50 % des S-Eintrages durchfließen als freie Schwefelsäure relativ rasch den Durchwurzungshorizont der Waldböden und werden teilweise im Anreicherungshorizont eingelagert, meist aber in das Grundwasser abgeführt. Besonders nach Säureanreicherung im Schnee und nach Trockenperioden kann sehr viel Säure mit dem Oberflächenwasser in die Flüsse und Seen gelangen und dort zu erheblichen Schädigungen der Hydrofauna führen.

4. Wirkung saurer Niederschläge auf das Waldökosystem

4.1. Direkte Wirkungen auf Pflanzen

Nahezu jeder pflanzenphysiologische Prozeß ist in irgendeiner Form an ein bestimmtes Säurerégime gebunden. Dieses hat bei den einzelnen Pflanzenarten unterschiedliche Bereiche. Zahlreiche Mechanismen ermöglichen den Pflanzen, sich unter natürlichen Bedingungen vorkommenden Änderungen des optimalen pH-Bereichs anzupassen. Alle diese Anpassungsreaktionen sind jedoch in der Regel nur über beschränkte Zeit möglich. Bei ständig überhöhtem Säureangebot sind Schadwirkungen unausbleiblich, weil die H⁺-Ionen-Balance in den Zellen gestört wird. Häufige Niederschläge mit pH-Werten unter 3,5 sowie Säureanreicherung durch Verdunsten von Niederschlägen mindern die Pufferkraft und können zur Zerstörung von Oberflächen- und inneren Zellstrukturen sowie zu negativen Effekten im Stoffwechsel führen. Verminderte Keimfähigkeit der Pollen und der Samenkörper tritt ein. Die Wirt-Parasit-Beziehungen ändern sich zum Nachteil der Pflanze.

In der Regel ist eine starke Auswaschung von Nährlementen aus den Nadeln festzustellen. Schnell erkennbare Folgen der in der Natur vorkommenden sauren Niederschläge sind jedoch bisher ebensowenig nachgewiesen worden, wie negative Einflüsse auf das Wachstum der Bäume. Zur besonders durch saure Niederschläge verursachten Elementauswaschung aus den Nadeln gibt es noch keine gesicherten Aussagen. Sowohl in Experimenten (Overrein et al. 1980) als auch im Freiland bei Fichten im Erzgebirge (Materna 1981) konnten außer einer Erhöhung des SO₄²⁻-Gehaltes, der positiv mit dem N- und K-Gehalt korreliert, keine wesentlichen Nährlementverluste ermittelt werden. Die oft behauptete totale Verarmung an Nährstoffen ließ sich selbst für stark geschädigte Gebiete nicht bestätigen. Andererseits wies Horntvedt (1980) einen bei zunehmender Azidität stark ansteigenden Kaliumgehalt im Kronendurchfluß nach. Der Kaliumanteil sinkt dann auch im Kationenspektrum der Pflanze, infolge antagonistischer Wirkung der H⁺-Ionen. Da Kalium die Synthese der für die Frostresistenz wesentlichen Kohlehydrate und organischen Säuren fördert, führt sein Mangel zur Verringerung der Pufferkapazität und der Frostverträglichkeit sowie damit zu einer verstärkten SO₂-Wirkung (Jäger u. Klein 1976). Wenngleich im allgemeinen ein relativ schneller Nachschub der Nährlemente in die Nadeln gewährleistet ist, scheinen bei diesen Reaktionsabläufen doch Ansatzpunkte für die Ursachen der verschärften Frostwirkung in den Immissionschadgebieten gegeben.

Schließlich muß auf die Hypothese von Ulrich (1981) hingewiesen werden, daß saure Niederschläge als auslösender Faktor für Triebabbrüche u. a. Kronenschädigungen sowie erhöhte Wind- und Bruchempfindlichkeit als Glied der ökosystemaren

Kausalkette Bodenversauerung – Aluminiumtoxizität – Wurzelschädigung – Bestands-schädigung in Betracht gezogen werden können.

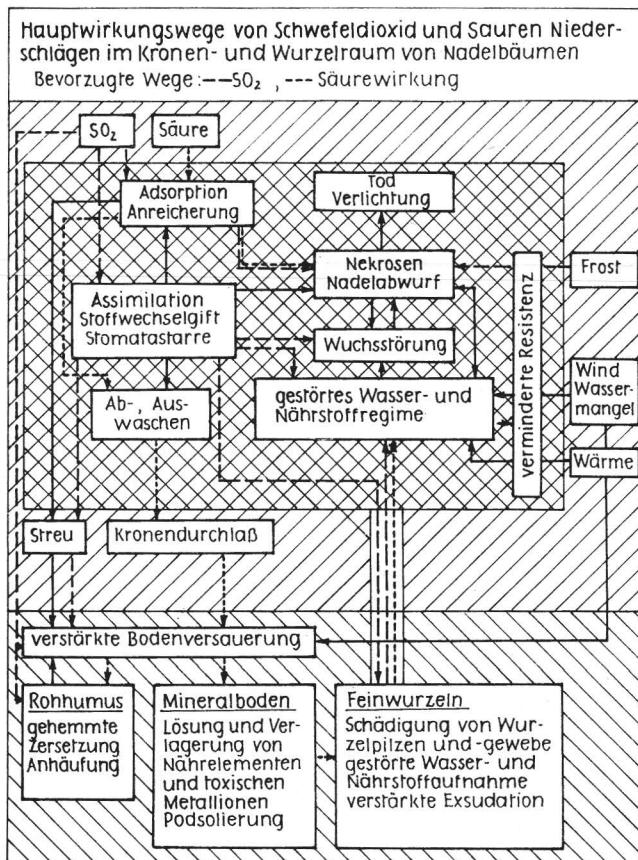


Abb. 2. Hauptwirkungswege von Schwefeldioxid und Sauren Niederschlägen im Kronen- und Wurzelraum von Nadelbäumen. Bevorzugte Wege: --- SO_2 , ... Säurewirkung

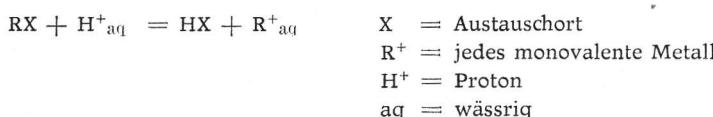
4.2. Wirkung im Boden

Auch für den Boden ist die Pufferkraft gegenüber den Säuren von entscheidender Bedeutung. Mit seinen Humus- und Tonmineralkolloiden wirkt er als ein riesiger Festbettaustauscher, in dem ständig H^+ -Ionen gegen Nähr- und Spurenelemente ausgetauscht werden (Zinke 1980).

Der normale H^+ -Verbrauch für die Mineralverwitterung liegt nach Ulrich (1979) bei $200 \text{ mol ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, für die Phytomasseproduktion des Fichtenbestandes bei 1100 mol . Durch die natürliche Versauerungstendenz im Fichten-Reinbestand, die zur Rohhumusbildung führt, steht dem eine H^+ -Ionenproduktion von $2-3000 \text{ mol}$ gegenüber. Hinzu kommen Versauerungsschübe durch den verminderter H^+ -Verbrauch bei verstärkter Mineralisation und bei verringriger Produktion nach Kahlschlag und in Wärme-perioden.

An die so entstehenden Boden-*pH*-Werte um 4 ist die Fichte so weit angepaßt, daß sie im Reinbestand bei vorwiegend chemischer Verwitterung des Bodens, d. h. in kühl-feuchten Lagen der Mittelgebirge, zumindest zwei Generationen, bei wirksamer mechanischer Verwitterung in Hanglagen auch länger, gesund und leistungsfähig bleiben kann. Die durch die Baumkronen ausgekämmten sauren Niederschläge bedeuten jedoch bereits im Solling (Ulrich 1979), wo noch keine wesentlichen sichtbaren Schädigungen der Fichtenbestände vorhanden sind, einen zusätzlichen Eintrag von $3400 \text{ mol H}^+ \text{ ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Als Folgen ergeben sich extreme Säurewerte, die zwischen *pH* 4 und *pH* 2,5 liegen, und damit verstärkte Schädigungen der Zersetzerorganismen – gehemmte mikrobiologische Aktivität, Rohhumusanhäufung und Auslaugung bleichend (podsolierend) wirkender organischer Säuren in den Mineralboden hinein.

Nach Norton et al. (1980) kann der Ionenaustausch an organischen und anorganischen Oberflächen für ein monovalentes Ion dargestellt werden:



Unter *pH* 4 wird diese Reaktion stark nach rechts verschoben, was zur Senkung des Basensättigungsprozentes führt, indem Elemente wie Ca, Mg und K in Lösung gelangen, ausgewaschen und durch Al-hydroxo-Kationen in den Tonmineralkomplexen bzw. in der Streu ersetzt werden. Das CaO/Al₂O₃-Verhältnis gilt als Weiser für Auswaschung von Ca, wenn es unter 10 liegt. Mikronährstoffe wie Fe, Mn, Cu und Zn (in höherer Konzentration phytotoxisch) sowie Metalle wie Al, Cd, Hg und Pb werden ebenfalls beweglicher und stellen dann in der Bodenlösung eine potentielle Gefahr für das Ökosystem dar. Toxische Metallkonzentrationen schädigen die Zersetzerorganismen, die Wurzelpilze (Mykorrhiza) und die Feinwurzeln selbst.

Eine stärkere Anreicherung von P, Mn, Al, Pb, Cd und Zn in Baumwurzeln saurer Braunerden konnten Mayer und Heinrichs (1981) nachweisen. Die Feinwurzeln können an ihrer Oberfläche toxische Kationen bei *pH*-Werten über 5 in schwerlösliche Form überführen oder durch Bildung organischer Komplexmoleküle als stabile Verbindungen in ihren Zellwänden einlagern. Dabei „verbrauchen“ sie sich jedoch, sterben ab und müssen durch neue ersetzt werden. Pufferungs- und Regenerationsfähigkeit bestimmen die „Toleranz“ des Baumes gegen die Bodenversauerung (Ulrich 1979, 1982). Läßt diese nicht nach, kommt es zu gravierenden Schädigungen des Feinwurzelsystems und damit zu Störungen des Wasser- und Nährstoffhaushaltes sowie zur Entstehung von Eintrittspforten für pathogene Pilze, Bakterien und Insekten.

Je nach Sorptionskraft des Bodens, den Standortsverhältnissen und dem Eintrag basischer Elemente aus der Luft bewirken die o. g. Vorgänge eine mehr oder weniger starke Verschärfung des unter Fichte ohnehin gegebenen Podsolierungsprozesses im Oberboden, der eine Anreicherung von Elementen im B-Horizont mit sich bringt. Untersuchungen im Sickerwasser des Slavkover Waldes (Lochmann 1976) zeigten im A-Horizont deutlich erhöhte, im B- und C-Horizont abnehmende Konzentrationen von Ca, Mg, Na und Mn sowie bis in das Quellwasser hinein erhöhte Konzentrationen von Zn, SO₄ und F. Phosphor war am wenigsten beweglich.

Während wurzelintensive Baumarten bessere Möglichkeiten zur Nutzung der Anreicherungszone für ihre Nährelementversorgung haben, ist die flachwurzelige Fichte durch die Podsolierung stärker gefährdet.

Eine besondere Rolle im Nährstoffhaushalt der Waldbäume spielt der Stickstoff. Er ist hauptsächlich an organische Substanz gebunden und befindet sich in pflanzenverfügbarer Form meist im Minimum. Ein gutes Pflanzengedeihen ist von seinem opti-

malen Kreislauf abhängig, der ein Gleichgewicht von Einbau in lebende und Rückgewinnung aus toter Phytomasse sowie Speicherung und Zurverfügungstellen durch Humusstoffe gewährleistet. Naturgemäß ist dabei eine starke Kopplung an den C-Kreislauf gegeben. Nach Tamm (1976) können sich dabei starke Säuren wie folgt auswirken:

- Hemmung der mikrobiellen Aktivität im A₀- und A₁-Horizont und der dadurch bedingten N-Festlegung ergibt Anhäufung von Rohhumus mit weitem C/N-Verhältnis = verstärkt Säurewirkung;
- zeitweilig erhöhte N-Freisetzung im A₀ und A₁, dadurch erhöhte N-Aufnahme durch Bäume, verstärkter Zuwachs und Streufall = mindert Säurewirkung;
- Abbau der Humusstoffe im Mineralboden, erhöhte Auswaschung von Mineralen und organ. N in den B-Horizont, dort Festlegung in sehr stabiler Form;
- dies und die Baumernte mindern die Pflanzenverfügbarkeit des N, besonders bei Neuaufbau eines A₀ nach Kahlschlag;
- Verluste im N-Kreislauf = Minderung der Bodenfruchtbarkeit.

Relativiert werden diese Vorgänge durch den atmosphärischen Nährlementeintrag. Bei bereits zu weitem C/N-Verhältnis fördert N-Eintrag z. B. den Rohhumusabbau und damit die Freisetzung der unproduktiv gespeicherten organischen Substanz. Sind andere Elemente im Minimum, wirkt er verschärfend auf deren Mangelwirkung. Solange noch reichlich Humusstoffe im Durchwurzelungshorizont vorhanden sind, bleiben die toxischen Metallionen weniger wirksam.

Stärker gefährdet gegenüber sauren Niederschlägen sind humus- und tonarme, sorptionsschwache, silikatische und flachgründige Böden, vor allem der Mittelgebirge, die mit Nadelbaumarten bestockt sind.

5. Diskussion

Offenbar förderten das Zusammentreffen der Kampagne nordischer Staaten über die Zerstörung aquatischer Ökosysteme durch saure Niederschläge, die Ergebnisse des sogenannten Sollingprojektes über die Bedeutung der atmosphärischen Niederschläge für Waldökosysteme und das nach 1978 verstärkt in Mitteleuropa auftretende katastrophale Absterben von Tannen-, Fichten-, Buchen- und Kiefernbeständen, im öffentlichen Bewußtsein die Aufwertung der ökologischen Bedeutung saurer Niederschläge im engeren Sinne, d. h. des „Sauren Regens“, sehr. Zeitliche Zusammenhänge mit dem verstärkten Bau von Großkraftwerken und Hochschornsteinen, die in Ballungsgebieten allgemein eingetretene Senkung der SO₂-Immissionswerte sowie das großflächige Auftreten von Schädigungen an Baumbeständen, besonders in den Höhenlagen der Mittelgebirge, sprechen zunächst für derartige Folgen des Langstreckentransports von S- und NO_x-Verbindungen.

Es mehren sich jedoch Fakten und Stimmen, die wieder den latenten Giftwirkungen des SO₂ und anderer gasförmigen Noxen, also der zeitlich weit überwiegenden trockenen Ablagerung (Schwela 1979) dieser Verbindungen, die primäre Rolle im Ursachenkomplex des Waldsterbens einräumen (Wentzel 1982, Bmelf 1982). So ist zu bedenken, daß die in Mitteleuropa vorhandene Emittentendichte praktisch grundsätzlich die Anwesenheit von SO₂, aber auch, ständig zunehmend, NO_x-, Schwermetallen u. a. Schadstoffen in Konzentrationen gewährleistet, die chronisch phytotoxisch sind. So wurde auf der Konferenz über die Versauerung der Umwelt am 28./30. 6. 1982 in Stockholm ausdrücklich bestätigt, daß physiologische und biochemische, zu Wuchshemmungen führende Änderungen bei den Waldbäumen vornehmlich schon durch die in großen Teilen Europas verbreiteten SO₂-Konzentrationen von 25 bis 30 µg m⁻³ (mit Episoden von über 200 µg) verursacht werden.

Die chronische Wirkung relativ geringer SO₂-Konzentrationen in der Luft kann in folgender Wirkkette als erwiesen gelten (Knabe 1976, Schütz, Wentzel 1982) :

- Störung der Regulationsfähigkeit der Stomata führt zu Wasserhaushaltsstörungen und damit Austrocknung. Wasserstress an winterlichen Strahlungstagen (Huttunen u. Leine 1981) ;
- Dissoziation des SO₂ in den Zellwänden zu H⁺, HSO₃⁻, SO₃²⁻, SO₄²⁻ (gleiche Ionenzusammensetzung wie bei sauren Niederschlägen!) bereits im Pflanzeninneren;
- Störung des Regulationsvermögens der Zellmembranen verstärkt die Nährstoffauswaschung;
- Störungen der metabolischen Prozesse senken die Nettophotosynthese, die Energievorräte (Stärke) und das Wachstum;
- vorzeitiges Altern der Nadeln führt zum Siechtum der Bäume, unterstützt durch synergistisches Zusammenwirken mit anderen Umweltstressfaktoren.

Begleitet von Schädigungen im Wurzelsystem, die auch für nur oberirdisch SO₂-belastete Fichten nachgewiesen wurden (Ranft et al. 1979) sind Umweltfaktoren wie Wind (Liebold, Flemmig 1978), Frost (Ranft et al. 1979), Dürre (Rehfuss 1981) und Insekten in der Lage, den Zusammenbruch ganzer Waldkomplexe als letztes Glied der Schädigungskette herbeizuführen. Es kann nicht als bewiesen gelten, daß Fichten u. a. Koniferen durch die in stark sauren Bodenlösungen vorhandenen Al-, Mn- und Fe-Konzentrationen katastrophal geschädigt werden. Auch die von Ulrich (1981) ermittelte starke Schwermetallakkumulation unter Fichten ist für das Erzgebirge nicht bestätigt (Fiedler 1981).

Viele weitere Fragen hinsichtlich der Wirkung saurer Niederschläge wie des gesamten atmosphärischen Elementeintrages bleiben noch offen. Ausmaß, Ursache und Wirkung von Wurzelschädigungen sind durchaus noch nicht geklärt. Es bleibt unbestritten, daß die sauren Anteile der Luftverunreinigung vor allem in den ohnehin labilen Ökosystemen der Koniferenforsten langfristig negative Auswirkungen haben. Vorläufig muß aber davon ausgegangen werden, daß gasförmige Schadstoffe im Umweltfaktorenkomplex langfristig in der Lage sind, die heute auftretenden Schadssymptome zu erzeugen. Kalkungs- und Düngeversuche zur Beseitigung der Bodenversauerung sind notwendig und sicher von positiver Wirkung. Eine generelle Lösung des Immissionsschadproblems läßt sich durch sie sicherlich nicht erzielen. Nach bisherigen internationalen Erfahrungen ist dies ausschließlich durch Senkung vor allem der SO₂-haltigen Emissionen möglich. Die Durchsetzung entsprechender Maßnahmen erscheint deshalb dringend notwendig.

6. Zusammenfassung

Es wird ein Überblick über die Entstehung, die Transportwege und die Hauptwirkungsmöglichkeiten saurer Niederschläge auf Nadelbaum-Ökosysteme gegeben.

Die international verbreitete Hypothese einer Versauerung der Ökosysteme als Folge der Umwandlung des SO₂ während des Langstreckentransports in der atmosphärischen Flüssigphase zu Sulfat wird diskutiert. Auf diese Weise entstehende saure Niederschläge können vor allem durch Koniferen „ausgekämmt“ werden, wodurch die SO₄²⁻- und H⁺-Ionenkonzentrationen im Bestand ansteigen. Mögliche Folgen sind während eines längeren Prozesses, verstärkte Rohhumusanhäufung, Nährstoffauswaschung, Podsolierung, Lösung toxischer Spurenstoffe und dadurch Feinwurzelschädigung, Störungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt sowie verminderte Resistenz gegen Umweltstress, schließlich aber ein großflächiges Waldsterben.

Eine Reihe von Erkenntnissen, die dagegen dem SO₂ in der (trockenen) Gasphase nach wie vor die größere Bedeutung im Schadverlauf beimessen, wird erläutert.

Schrifttum

- Abrahamsen, G.: Leaching of Plant Nutrients. In: Overrein 1980.
- Bmfl: Waldschäden durch Luftverunreinigungen, Bericht Schr. R. des Bundesministers f. Ern. Landw. u. Forsten (BRD) Angew. Wiss. Heft 273 (1982) 75 S.
- Cowling, E. B., und L. S. Dochinger: Effects of Acid Precipitation on Health and the Productivity of Forests. In: Miller et al. 1981.
- Enderlein, H., und G. Stein: Der Säurezustand der Humusauflage in den rauchgeschädigten Kiefernbeständen des StFB Dübener Heide. Arch. Forstwes. 13 (1964).
- Fiedler, H.-J., und G. Ilgen: Zum Spurenelementgehalt von Fichtenstandorten im Tharandter Wald und Osterzgebirge. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 21 (1981) 159–173.
- Fiedler, H.-J., und W. Katzschnier: Aziditätsverlauf eines Oberflächengewässers im Fichtenforst der unteren Berglagen. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 23 (1983) 25–33.
- Giebel, J.: Untersuchungen zur Abbaurate von Schwefeldioxid in der Atmosphäre. Schr. R. Landesanst. Immissionsschutz Essen (1977) 13–22.
- Günther, K.-H., und W. Knabe: Messung der Schwefel- und Säureniederschläge im Ruhrgebiet. Schr. R. Landesanst. Immissionsschutz Essen (1976) 39, S. 36–44.
- Hornvedt, R.: Atmosphere-Vegetation-Interactions. In: Overrein 1981.
- Jäger, H.-J., und H. Klein: Modellversuche zum Einfluß der Nährstoffversorgung auf die SO₂-Empfindlichkeit von Pflanzen. Eur. J. For. Path. 6 (1976) 347–354.
- Knabe, W.: Effects of Sulfur Dioxide on Terrestrial Vegetation. Ambio 5 (1976) 213–218.
- Künstle, E., G. Mitscherlich und G. Rönicker: Untersuchungen über Konzentration und Gehalt an S, Cl, K und Ca sowie den pH-Wert im Freilandniederschlag und Kronendurchlaß von Nadelholz- und Laubholzbeständen bei Freiburg i. Br. Allg. Forst- u. Jagdztg. 152 (1981) 147–165.
- Liebold, H.-E., und G. Flemming: Windgeschwindigkeit und Schadzustand im immissionsbeeinflußten Fichtenbestandesrand. Wiss. Z. TU Dresden 27 (1978) 1337–1341.
- Lochmann, V.: Vliv imisi na slozeni pudni gravitacni vody (Einfluß der Immissionen auf die Zusammensetzung des Bodengravitationswassers) in Sammelbd. zum Sympos. „Forstwirtschaft u. Immission“, Krajský výbor CVTS Ustí n. L. (1976) 97–101.
- Lochmann, V., O. Langkramer und A. Lettl: Okyselování vody a lesní pudy kyselými srázkami (Versauerung des Wassers und des Waldbodens durch saure Niederschläge). Lesnický průvodce, Praha 27 (1981) 577–590.
- Lux, H.: Zur Beeinflussung des Oberbodens von Kiefernbeständen durch basische Industriestäube. Wiss. Zt. TU Dresden 23 (1974) 915–920.
- Materna, J.: Die Arbeit und Ergebnisse der forstl. Forschung im Rauchschadgebiet des Erzgebirges. Lesnická práce, Praha 7 (1979) 302–307 (tschech.).
- Materna, J.: Výziva krusnohorckých smrcin (Ernährung erzgebirgischer Fichtenwälder). Lesnický průvodce, Praha 27 (1981) 689–698.
- Mayer, R., und H. Heinrichs: Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen einschließlich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. Z. Pfl. Ernährung Bodenk. 144 (1981) 637–646.
- Miller et al.: „Effects of Air Pollutants on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems“. Proceedings of Sympos. June 22.–27. 1980, Riverside Calif., US Dep. Agric., Forest Service, Berkeley 1981.
- Möller, D.: Der Schadstoff Schwefeldioxid. Zt. ges. Hyg. Berlin 23 (1977) 310–316.
- Möller, D., und H. Schieferdecker: Abnahme der SO₂-Immissionskonzentration durch steigende NH₃-Immission. Z. Chem. 22 (1982) 31.
- Norton, S. A., D. Hanson und R. J. Campara: The Impact of Heavy metals on Terrestrial and Aquatic Ecosystems. In: Miller 1981.
- Overrein et al.: Effects of Acid Precipitation on Soil and Forest. Proceedings of Int. Conf. 1980 Sandefjord, Norway, SNSF project, Oslo 1981.

- Ranft, H., et al.: Untersuchungen zum Zusammenwirken von Immissions- und Frosteinfluß im Fichtenrauchschadgebiet. Beitr. f. d. Forstwirtsch. **13** (1979) 160–165.
- Rehfuss: Wirkung Saurer Niederschläge in Waldökosystemen. Forstwiss. Ctbl. **100** (1981) 363.
- Schütt, P., Wentzel, K. F. und B. Ulrich: In: Waldsterben. Bild der Wissenschaft (1982) 12, 86–119.
- Schwela, D.: Die trockene Deposition gasförmiger Luftverunreinigungen. Schr. R. Landesanst. Imm.schutz Essen **42** (1977) 46–85.
- Smith, L.: The Acidity Problem – Its Nature, Causes and Possible Solutions. In: Miller 1981.
- Stoklasa, J.: Die Beschädigung der Vegetation durch Rauchgase und Fabrikexhalationen. Verl. Urban u. Schwarzenberg, Berlin, Wien 1923.
- Tamm, C. O.: Biological Effects in Soil and Forest Vegetation. Ambio **5** (1976) 235–238.
- Ulrich, B., et al.: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. R. a. d. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen **58** (1979).
- Ulrich, B.: Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen. Forst- u. Holzw. Hannover **36** (1981) 525–532.
- Ulrich, B.: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. In: Mtl. Landesanst. f. Ökol. Landsch.entwicklg. NRW, Sonderheft „Immissionsbelastungen von Waldökosystemen“ (1982) 9–25.
- Wentzel, K. F.: Immissionen oder Saurer Regen – wovon sterben Wälder und Seen? Der Forst- und Holzwirt **37** (1982) 410–413.
- Zinke, J.: Influence of Chronic Air Pollution on Mineral-Cycling in Forests. In: Miller 1981.

Prof. Dr. habil. Hans-Günther Däßler
Dr. rer. silv. Herbert Lux
Wissenschaftsbereich Pflanzenchemie-Immissionsforschung
DDR - 8223 Tharandt
Piener Straße 21

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Hercynia](#)

Jahr/Year: 1984

Band/Volume: [21](#)

Autor(en)/Author(s): Lux Herbert, Däßler Hans-Günther

Artikel/Article: [Zur Problematik der "Sauren Niederschläge"" und ihres Einflusses auf den Nadelwald 73-83](#)