

Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung

Sabine Augustin Bundesamt für Umwelt (CH)*
Beat Achermann Bundesamt für Umwelt (CH)

Deposition of air pollutants in Switzerland: development, current situation and assessment

In total, the emissions of nitrogen, sulfur and other anthropogenic air pollutants in Switzerland were reduced in the last decades. This is the result of effective measures of the air pollution abatement policies. Sulfur input in forests today is nearly negligible due to a reduction of emissions by more than 90 percent. Regarding nitrogen emissions the picture is less consistent: they are reduced in consequence of the abatement of nitrogen oxides emissions from combustion processes, but ammonia emissions from agriculture show a considerably less pronounced reduction, and since the year 2000 they remain on a high level. In 2007 the average inputs in forests amounted to 24 kg nitrogen per ha and 4.8 kg sulfur per ha. Natural nitrogen input is 1 to 3 kg per ha and year. On nearly all forest sites (>95%) the critical loads for nitrogen were exceeded. Nitrogen input consists of roughly two thirds of reduced ammonia nitrogen from agricultural activities and one third of oxidized nitrogen from combustion processes (traffic, households, industries, commerce). In 2007 the acidification potential of nitrogen and sulfur input in forests on many sites was considerably higher than the amount of available neutralizing cations (Ca, Mg, K) from the weathering of minerals and their input with dust. Further efforts are necessary to reduce the nitrogen load in forests to a tolerable amount.

Keywords: emission, deposition, nitrogen, sulfur, eutrophication, acidification potential
doi: 10.3188/szf.2012.0323

* Abteilung Wald, CH-3003 Bern, E-Mail sabine.augustin@bafu.admin.ch

Die Emissionen von Stickstoff (N), Schwefel (S) und anderen anthropogenen Luftschadstoffen sind in den letzten Jahrzehnten in der Schweiz zurückgegangen. Nach wie vor werden aber erhebliche Mengen insbesondere an Stickstoff emittiert, auf der schweizerischen Landesfläche deponiert, über den Luftweg in andere Länder exportiert und aus solchen in die Schweiz importiert. Die möglichen Auswirkungen auf den Wald werden in weiteren Beiträgen in diesem Heft behandelt (Braun et al 2012, Thimonier et al 2012). Luftverunreinigungen sind ein lokales, regionales und internationales Problem. Um sie zu vermindern, bestehen neben nationalen Regelungen wie dem Bundesgesetz vom 7. Oktober 1983 über den Umweltschutz (SR 814.01, Umweltschutzgesetz, USG) und der Luftreinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985 (SR 814.318.142.1, LRV) auch internationale Übereinkommen wie die Genfer Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP; UNECE 1979).

Die Ziele der Luftreinhaltepolitik orientieren sich unter anderem an Schwellenwerten der maximalen ökologisch tolerierbaren Belastbarkeit von Wäldern, Gewässern und anderen naturnahen Ökosystemen (Critical Loads; Braun et al 2012, dieses Heft). Ausführliche Informationen zu den Belastungsgrenzen finden sich im Kartierungshandbuch der Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (UNECE 2004). Damit Aussagen zur Über- oder Unterschreitung der Grenzwerte gemacht werden können, sind mengenmässig möglichst genaue Abschätzungen der Einträge erforderlich. Auf nationaler Ebene werden ökologisch begründete Schwellenwerte zur Beurteilung der Risiken für Ökosysteme und als Richtwerte für die Zielerreichung von Massnahmen verwendet (Luftreinhaltekonzept des Bundesrats, BBl 2009 6585; Waldpolitik 2020, BBl 2011 8731).

In Wäldern werden Stoffe gespeichert, umgewandelt oder an benachbarte Systeme wie beispielsweise Gewässer weitergeleitet. Die Herleitung von Ursache-Wirkungs-Beziehungen oder die richtige

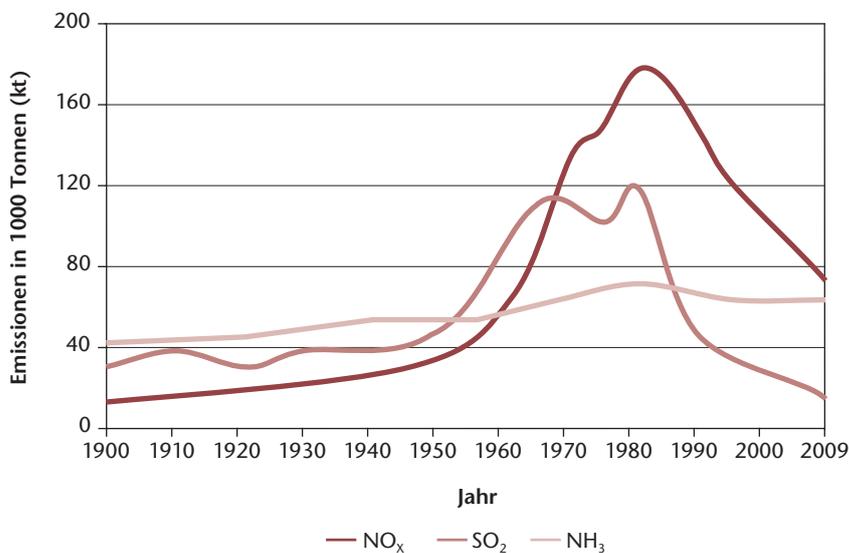


Abb 1 Emissionen von SO_2 , NO_x (als NO_2) und NH_3 von 1900 bis 2009 in der Schweiz. Datenquellen: für die Jahre 1900 bis 1989: Buwal (1995), ab 1990: FOEN (2011). 1 kt NO_x entspricht 304 t Stickstoff, 1 kt NH_3 entspricht 824 t Stickstoff.

Einschätzung ökosystemarer Beziehungen sind ohne die Kenntnis der Stoffflüsse in Wäldern nicht möglich. Bei Luftschadstoffen sollten dazu die einzelnen Verbindungen in der Atmosphäre bekannt sein, da sie in ihrer ökosystemaren Wirkung teilweise unterschiedlich sind. Dies betrifft vor allem die N-Verbindungen, die als Gas, in der flüssigen Phase oder als Partikel vorkommen sowie chemisch in reduzierter (Nred) oder oxidiertes Form (Nox; u.a. Sutton et al 2011, Galloway et al 2003).

Im Folgenden werden die Entwicklungen der S- und N-Emissionen in der Schweiz in den letzten Jahrzehnten beschrieben. Die aktuelle Situation der Stoffeinträge in die Wälder und ihre Bewertung mit-

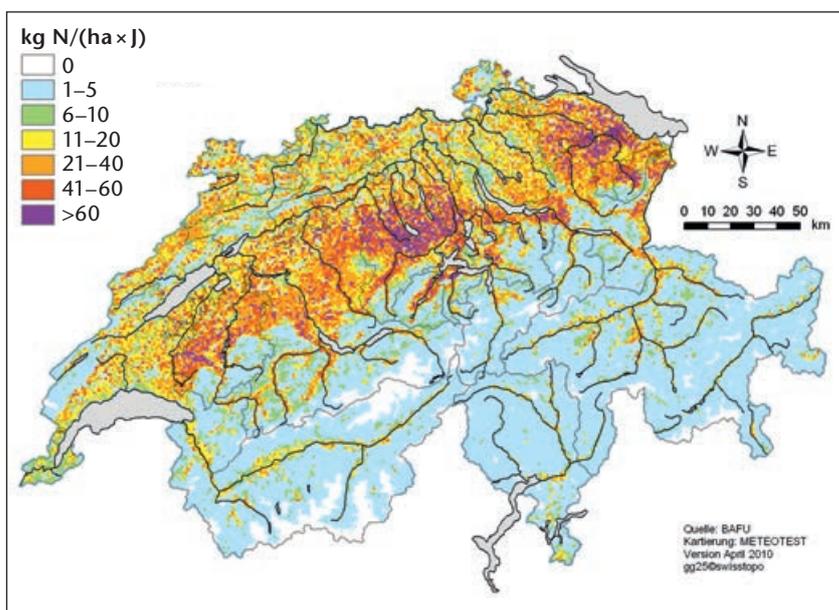


Abb 2 NH_3 -Emissionen in $\text{kg N}/(\text{ha} \times \text{J})$ im Jahr 2007 (Meteotest 2010). Deutlich zu erkennen sind die Regionen mit intensiver Viehwirtschaft im Mittelland und in den Voralpen (Ostschweiz, Zentralschweiz, Kantone Bern und Freiburg). In den Alpen und auf der Alpensüdseite sind die Emissionen dagegen deutlich geringer.

tels international vereinbarter kritischer Belastungsgrenzen werden erläutert. Es wird zudem ein Ausblick auf erforderliche Massnahmen zur weiteren Verminderung der Luftschadstoffe gegeben.

Entwicklung der Emissionen in der Schweiz

Abbildung 1 zeigt die Entwicklung der Emissionen von Schwefeldioxid (SO_2), Stickoxiden (NO_x , angegeben als NO_2) und Ammoniak (NH_3) in der Schweiz von 1900 bis 2009 für die Quellengruppen Verkehr, Industrie und Gewerbe, Land- und Forstwirtschaft sowie Haushalte. Die Daten von 1900 bis 1989 entstammen einer Publikation des Bundesamtes für Umwelt (Buwal 1995). Ab 1990 wurden die Werte des Schweizer Emissionsinventars (FOEN 2011) verwendet, die aufgrund der Verpflichtungen im Rahmen der Genfer Konvention jährlich übermittelt werden müssen. Sie beruhen auf einer sichereren Datengrundlage als die Werte von 1900 bis 1989.

Die Entwicklung der SO_2 - und NO_x -Emissionen zeigt einen markanten Anstieg ab den 1950er-Jahren bis 1980 beziehungsweise 1990. Dies ist eine Folge der Zunahme des Energieverbrauchs in Industrie, Gewerbe und Haushalten sowie beim Individualverkehr (Buwal 1995). Ab 1980 erfolgte ein deutlicher Rückgang sowohl der SO_2 -, als auch der NO_x -Emissionen. Beim SO_2 ist diese Trendwende vor allem auf die mehrmalige Reduktion des Schwefelgehaltes in verschiedenen Heizölen, die Installation von Entschwefelungsanlagen bei Industriefeuerungen, die Stilllegung eines mit Schweröl betriebenen Kraftwerks sowie die Substitution der stark schwefelhaltigen Brennstoffe Kohle und Heizöl «schwer» und «mittel» durch die schwefelarmen Brennstoffe Heizöl «extraleicht» und Gas zurückzuführen. 2009 betrug die SO_2 -Emissionen nur noch 13 kt.

Die NO_x -Emissionen stammen vornehmlich aus industriellen Verbrennungsprozessen, aus Heizungen und aus dem Verkehr, sie nehmen seit etwa 1985 ab. Die deutliche Abnahme ist auf die Einführung von Abgasvorschriften für Motorfahrzeuge und insbesondere auf die Katalysatortechnik bei benzinbetriebenen Fahrzeugen, aber auch auf die Anwendung von Entstickungsverfahren bei industriellen und gewerblichen Feuerungen sowie auf den Einbau von Low- NO_x -Brennern bei Hausfeuerungen zurückzuführen. Mit rund 80 kt liegen die NO_x -Emissionen heute aber immer noch viermal höher als zu Beginn des 20. Jahrhunderts.

Der Verlauf der NH_3 -Emissionen zeigt einen kontinuierlichen Anstieg seit 1900 mit einem Peak ebenfalls in den 1980er-Jahren, doch ist der Rückgang seither relativ gering und stagniert seit dem Jahr 2000 bei rund 64 kt pro Jahr. Die Quelle der



Abb 3 Das Ausbringen der Gülle mittels Schleppschläuchen trägt zur Minderung der NH_3 -Emissionen bei.

NH_3 -Emissionen ist vorwiegend die Landwirtschaft, insbesondere die intensive Viehwirtschaft (Abbildung 2). Im Rahmen eines Ressourcenprogramms des Bundesamtes für Landwirtschaft¹ wird zurzeit der freiwillige Einsatz von Techniken zur Minderung der NH_3 -Emissionen in der Landwirtschaft gefördert, zum Beispiel das Ausbringen von Gülle mit Schleppschläuchen (Abbildung 3) und das Abdecken von Güllelagern.

Die NH_3 -Emissionen spiegeln die Depositionssituation jedoch nur zum Teil wider. Im Kanton Tessin zum Beispiel ist der Import von N-haltigen Luftschadstoffen aus Italien beträchtlich und führt zu hohen N-Belastungen in den Wäldern (Braun et al 2012, Thimonier et al 2012, beide dieses Heft). 22% des in der Schweiz deponierten NO_x und 14% des Nred stammen aus Italien (Tabelle 1). Diese Mengen werden vorwiegend im Tessin deponiert, das insbesondere beim NH_3 selbst nur wenig zur Belastung beiträgt. Andererseits werden 92% des in der Schweiz emittierten NO_x und 60% des NH_3 entweder als Gase, in umgewandelter Form als Aerosole oder im Wolkenwasser mit der Luft in andere Länder transportiert (Zahlen für 2007, nach Nyíri et al 2009).

Eintrag von Stickstoff in Wälder

Die N-Einträge in Wälder betragen 2007 durchschnittlich 24 kg N/(ha×J). Die chemische Zusammensetzung der N-Komponenten in der Atmosphäre ist je nach Emissionssituation unterschiedlich. Hohe Anteile an gasförmigem reduziertem Stickstoff (NH_3) sind in landwirtschaftlich geprägten Gebieten zu finden, während gasförmiger oxidierter Stickstoff (NO , NO_2) aus Verbrennungsprozessen stammt und daher siedlungsnah oder entlang von Strassen in erhöhten Konzentrationen zu finden ist. Aus den gasförmigen Verbindungen gebildetes Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) sind Bestandteile von Aerosolen und nassen Niederschlägen. Sie werden in dieser Form weiträumig verfrachtet und kommen deshalb grossräumiger vor. In der Schweiz werden in Wäldern (28% der Fläche) 37% der N-Einträge deponiert (Abbildung 4). Der Anteil des gasförmigen NH_3 am Gesamteintrag beträgt 41%. Die Schweiz trägt mit ihren Emissionen wesentlich dazu bei (Tabelle 1).

Die Einträge in Wälder sind pro Flächeneinheit höher als in Flächen ohne Bewuchs oder in Grasland (Abbildung 5), weil die Baumkronen Gase, Aerosole, Stäube (trockene Deposition) und feine Nebeltropfchen aus der Luft «ausfiltern». Dieser sogenannte «Auskämmeffekt» umfasst einerseits die direkte Aufnahme über die Spaltöffnungen in die Blätter und Nadeln und andererseits die Deponierung von Stäuben auf Blättern, Nadeln und Ästen. Insbesondere reduzierte N-Verbindungen (z.B. NH_3 , NH_4^+) können direkt aufgenommen werden, wobei die Menge der

Herkunftsland	No_x -Deposition (%)	Nred -Deposition (%)
Schweiz	10	55
Deutschland	14	9
Frankreich	25	14
Italien	22	14
Weitere Länder	29	8
Total	100	100

Tab 1 Herkunft der Einträge von reduziertem (Nred) und oxidiertem Stickstoff (No_x) in der Schweiz für das Jahr 2007 in % der Gesamtdosition (EMEP 2009).

¹ www.blw.admin.ch/themen/00364/index.html?lang=de (9.8.2012)

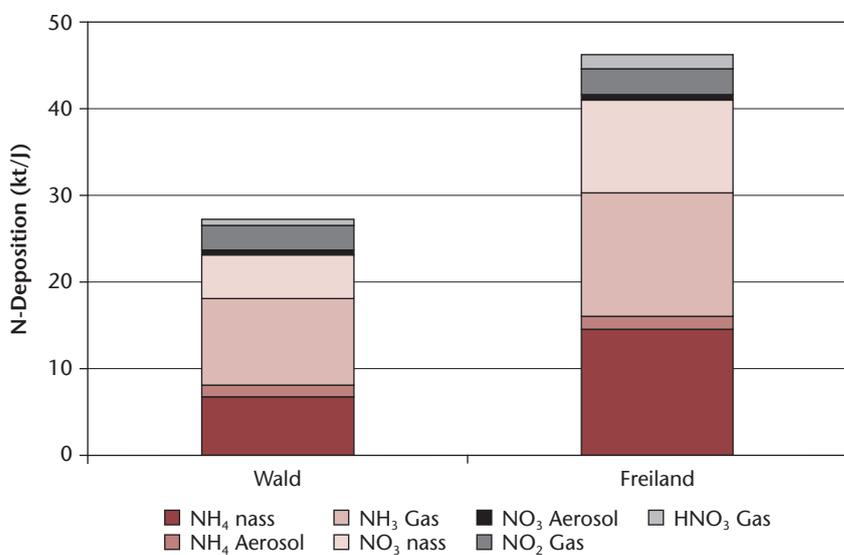


Abb 4 Zusammensetzung der N-Deposition in der Schweiz im Jahr 2007 im Wald (11 382 km²) und im Freiland (29 761 km²; Meteotest 2010).

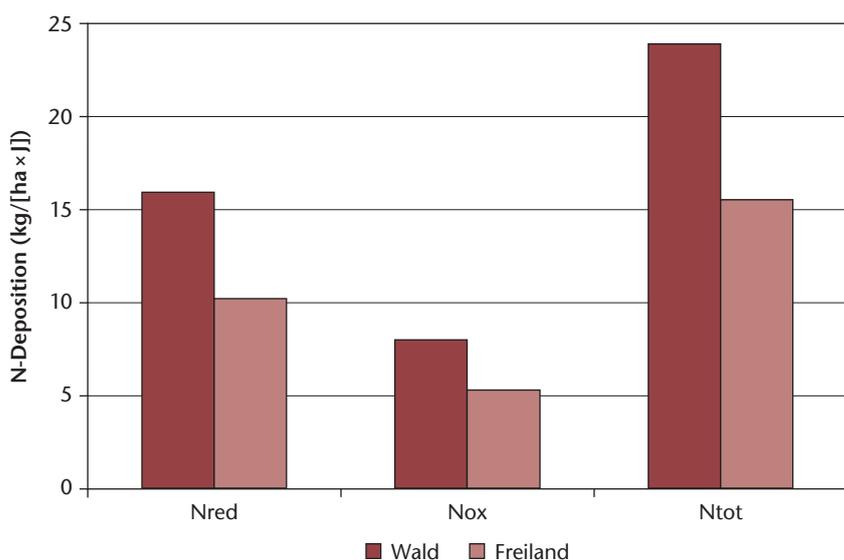


Abb 5 Durchschnittliche Deposition von reduziertem (Nred) und oxidiertem Stickstoff (Nox) in der Schweiz pro Hektare im Jahr 2007 in Wäldern und im Freiland (Meteotest 2010).

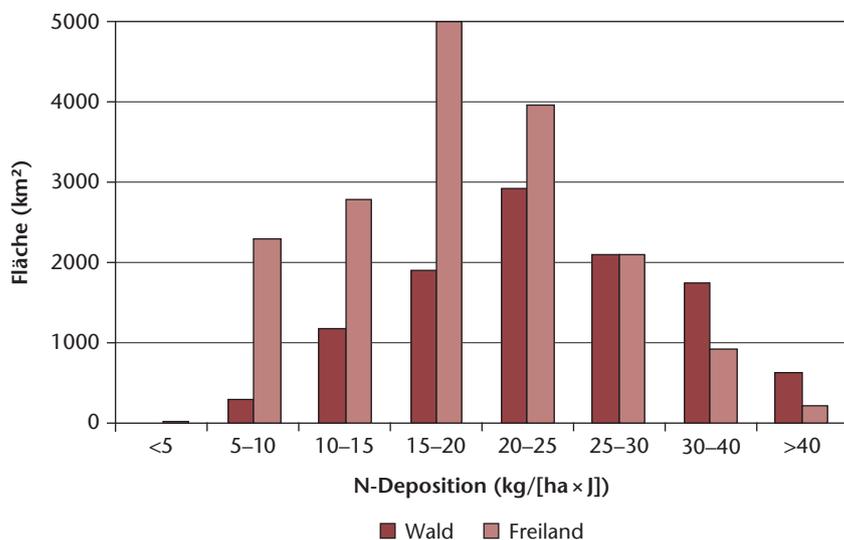


Abb 6 Häufigkeitsverteilung der N-Deposition pro Hektare für Wald und Freiland in der Schweiz im Jahr 2007 (Meteotest 2010).

Aufnahme proportional zu ihrer Konzentration in der Luft ist (Gessler et al 2002). In Gebieten mit hoher Nred-Konzentration in der Luft kann die Aufnahme über Blätter und Nadeln daher beträchtlich sein. Die Durchschnittswerte in Abbildung 5 geben nur eine grobe Übersicht, da die Einträge je nach geografischer Lage, Baumart und Alter der Bestände wesentlich höher oder niedriger sein können.

In Laubwäldern, die einen grossen Blattflächenindex haben und aus Bäumen mit glatter Rinde bestehen, ist der Eintrag von Stoffen mit dem Stammablauf eine wichtige Komponente des Bestandesniederschlags (Wittig 1986, Rampazzo & Blum 1992). Diese Einträge können je nach Element beträchtlich sein, und sie haben eine andere chemische Zusammensetzung als beispielsweise der Kronendurchlass (Levia & Frost 2003, Meesenburg et al 2009). Der Auskämmeffekt ist stark abhängig von den Eigenschaften der Vegetation. Besonders effektiv ist er bei ganzjährig benadelten Nadelwäldern mit hoher Rauigkeit. Dort sind die Stoffeinträge höher als in Laubwäldern und zwei- bis dreimal höher als im Freiland (u.v.a. Meesenburg et al 1995, Rothe et al 2002).

Die Gesamtdeposition in Wäldern ist die Summe aus nasser und trockener Deposition. Da in der Baumkrone aber aktiv Stoffe aufgenommen oder ausgewaschen werden, die Baumkrone also mit den Elementen in trockener und nasser Deposition interagiert, kann der gesamte Stoffeintrag in Wälder nur mit Kronenraummodellen berechnet werden (Ulrich 1983, Draaijers & Erismann 1995). Hierfür müssen Menge und Zusammensetzung der Einträge mit dem Bestandesniederschlag (Kronendurchlass und Stammablauf) sowie der Freilandniederschlag in die Berechnung einbezogen werden. In Regionen mit hoher N-Belastung in der Gasphase werden die N-Einträge in Wälder meist deutlich unterschätzt, wenn die Aufnahme von N-Gasen und -Partikeln über den Kronenraum nicht berücksichtigt wird.

Die Häufigkeitsverteilung der N-Deposition für Waldstandorte und Freiland (Abbildung 6) zeigt, dass die höheren Depositionswerte in den Wäldern überwiegen. Die Eintragsraten variieren von acht bis gegen 60 kg N/(ha x J) (Abbildung 7). Abbildung 8 zeigt, dass die Critical Loads auf >95% der Waldfläche überschritten sind. Braun et al (2012, dieses Heft) zeigen, in welchen Regionen der Schweiz diese Überschreitungen vorkommen.

Versauerungspotenzial der Einträge

In ungestörten Waldökosystemen sind die Elementkreisläufe weitgehend geschlossen, und Protonen (H⁺) produzierende und konsumierende Prozesse sind ausgeglichen. Dieses Gleichgewicht wird durch anthropogen eingetragenen, reaktiven Stickstoff (NO₃⁻ oder NH₄⁺) und Schwefel (SO₄²⁻) gestört,

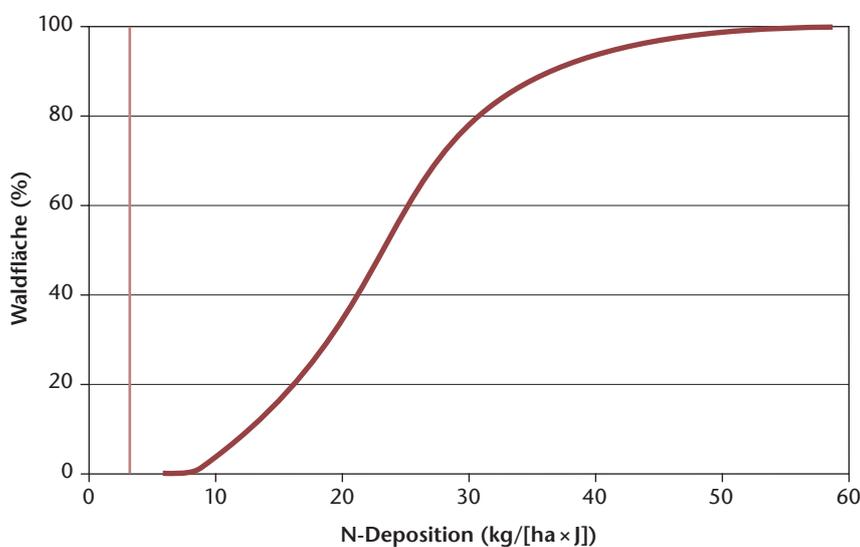


Abb 7 Kumulative Häufigkeitsverteilung der N-Einträge in Wälder der Schweiz im Jahr 2007 (Meteotest 2010). Die helle Linie markiert das Niveau der natürlichen Einträge von 1 bis 3 kg N/(ha x J), zum Beispiel durch Blitzschläge, die ohne anthropogene Einflüsse zu erwarten sind (Bobbink et al 2003).

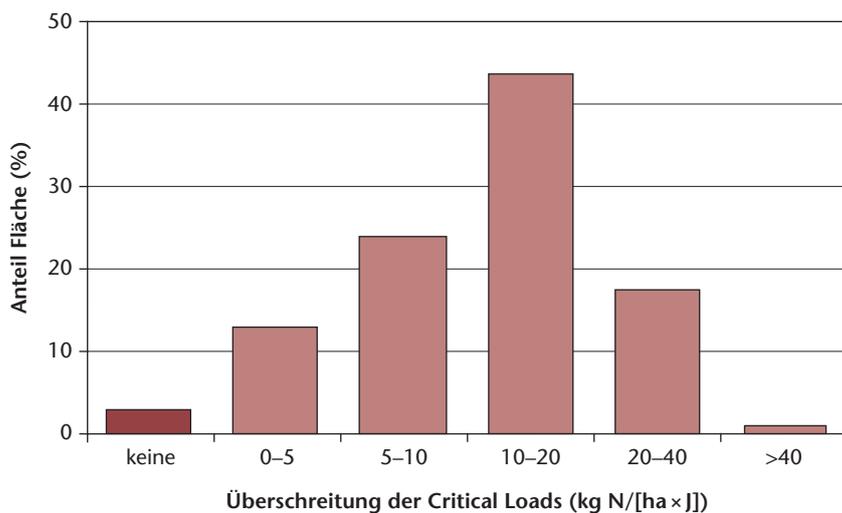


Abb 8 Häufigkeitsverteilung der Überschreitungen der Critical Loads für Stickstoff in bewirtschafteten Waldökosystemen in der Schweiz im Jahr 2007 (Meteotest 2010).

Luftschadstoff	Durchschnittliche Deposition in Wälder		Anteil an Deposition auf kmol _c -Basis (%)
	(kg/[ha x J])	(kmol _c /[ha x J])	
Oxidierter N (Nox)	8.0	0.57	28.4
Reduzierter N (Nred)	15.9	1.14	56.7
Schwefel (SO _x -S)	4.8	0.30	14.9
Gesamt		2.01	100

Tab 2 Versauerungspotenzial der Deposition von Stickstoff und Schwefel im Jahr 2007 (Meteotest 2010).

da – je nach Verbindung – an verschiedenen Stellen der Elementkreisläufe Protonen, d.h. Versauerungsäquivalente, eingetragen oder zusätzlich erzeugt werden. Die N- und S-Einträge haben daher ein erhebliches Versauerungspotenzial für Böden.

Bei der Neutralisation der Säuren werden Nährstoffkationen (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺) oder Aluminiumverbindungen (bei tiefen Boden-pH-Werten) mobilisiert

und mit dem Sickerwasser ausgetragen. Ist die Versauerungsrate grösser als die natürliche Nachlieferung basischer Kationen (solche, deren Hydroxide starke Basen sind) durch die Verwitterung von Tonmineralen oder Kalk und durch den Eintrag basischer Stäube mit der Luft, kommt es zur Versauerung (u.v.a. van Breemen et al 1984, Bredemeier et al 1990).

Das Versauerungspotenzial von N- und S-Einträgen betrug 2007 für Schweizer Wälder durchschnittlich 2.01 kmol_c (Tabelle 2)². 85% des Versauerungspotenzials sind heute auf eingetragene N-Verbindungen zurückzuführen, fast zwei Drittel davon sind reduzierter Stickstoff aus der Landwirtschaft (rund 57% des gesamten Versauerungspotenzials). Der Beitrag des Schwefels ist heute mit 15% gering.

Den Einträgen potenzieller Säuren steht die Nachlieferung basischer Kationen aus der Mineralverwitterung und der Deposition gegenüber. Die Verwitterungsraten der meisten Waldböden sind geringer als die Einträge potenzieller Säure. Böden auf mineralischem Ausgangsgestein weisen Verwitterungsraten von rund 0.2 bis 1.6 kmol_c/[ha x J] auf: Sandsteine rund 0.2 kmol_c, Granit 0.4 kmol_c, Gneis 0.8 kmol_c, Basalt rund 1.6 kmol_c. Einzig Kalksteinböden können Verwitterungsraten von 2.0 kmol_c aufweisen (Ulrich 1986, Sverdrup & Warfvinge 1988). Die Einträge basischer Kationen mit der Deposition betragen nördlich des Alpenhauptkamms rund 0.2 bis 0.3 kmol_c (Coordination Centre for Effects 1991). Im Tessin liegen die Einträge basischer Kationen in Wälder wegen häufiger Einträge von Saharastäuben etwa bei 0.5 kmol_c, lokal auch darüber (Steingruber & Colombo 2010, Thimonier et al 2005, Rogora et al 2005).

Diskussion

Die Depositionssituation in der Schweiz hat sich in den letzten Jahren verbessert, insbesondere die S-Deposition befindet sich heute fast auf dem Niveau natürlicher Einträge. Dies ist ein Erfolg nationaler und internationaler Massnahmen zur Luftreinhaltung (Luftreinhalte-Verordnung, Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der UNECE). Die N-Einträge in Wälder liegen aber nach wie vor auf hohem Niveau. Seit 2000 ist einzig bei den oxidierten N-Komponenten ein weiterer Rückgang dokumentiert, während sich die Einträge der reduzierten N-Komponenten kaum mehr verändert haben (Nyíri et al 2009, FOEN 2011).

² Säuren und Basen werden bei der Bilanzierung oft in mol Ladungsäquivalenten angegeben (mol_c = mol charge), auch Ionenäquivalente genannt (Beispiele: 1 kmol N = 14 kg N = 1 kmol_c, 1 kmol Sulfat-S = 32 kg S = 2 kmol_c [SO₄²⁻ = 2-wertig]).



Abb 9 In Gebieten mit Viehwirtschaft sind die NH_3 -Emissionen deutlich erhöht.

Dies ist eine direkte Folge der Entwicklung der Emissionen. Bei den NO_x -Emissionen wirken sich besonders die weiteren Verschärfungen bei den Abgasvorschriften für Motorfahrzeuge aus, während die NH_3 -Emissionen seit der Jahrtausendwende mangels weiter gehender Massnahmen in der Landwirtschaft auf hohem Niveau stagnieren. Das räumliche Muster der N-Einträge (Braun et al 2012, dieses Heft) weist auf die unterschiedlichen Quellen der Einträge hin. Abbildung 2 lässt insbesondere das räumliche Muster der NH_3 -Emissionen mit hohen Emissionen in den landwirtschaftlich geprägten Gebieten (Abbildung 9) mit intensiver Viehwirtschaft erkennen. Im Tessin dagegen sind insbesondere die NH_3 -Emissionen gering, die Depositionen jedoch hoch. Dies ist auf die Einträge aus Norditalien zurückzuführen.

Die durchschnittlichen N-Einträge in Wälder von $24 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{J})$ liegen über den Critical Loads für Stickstoff. Die Überschreitung der Critical Loads auf mehr als 95% Flächenanteil der bewirtschafteten Wälder in der Schweiz (Abbildung 8) zeigt die potenzielle Gefährdung hinsichtlich Eutrophierung und Versauerung.

Zur Bewertung des N-Status von Wäldern müssen alle Flüsse quantitativ möglichst genau bekannt sein. Nur so kann beurteilt werden, ob Grenzwerte über- oder unterschritten sind. Die Kenntnis der Flüsse ist auch eine Voraussetzung für die Abschätzung der eingetragenen Säureäquivalente, der Auswirkungen auf andere Stoffkreisläufe und allgemein für die Ermittlung und Bewertung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen in Wäldern.

Bäume nehmen aktiv Stoffe aus der Luft auf, gleichzeitig werden Elemente aus den Baumkronen ausgewaschen. Die Berechnung dieser Interaktionen im Kronenraum und die Ermittlung ihres mengenmässigen Anteils am Stoffeintrag sind schwierig, weil sie mit Niederschlagssammlern nicht erfasst werden können und eine direkte Bestimmung mit mikrometeorologischen Methoden für den Routinebetrieb zu aufwendig ist. Die Berechnung erfolgt deshalb mit Kronenraummodellen (z.B. Ulrich 1983; Draaijers et al 1997, EU & UNECE 2001). Hierfür müssen alle mengenmässig relevanten Flüsse der Kationen und Anionen im Freilandniederschlag und im Bestandesniederschlag (Kronendurchlass und Stammablauf) bekannt sein. Häufig werden Diskrepanzen zwischen den so berechneten N-Eintragsmengen und den modellierten N-Einträgen (Thimonier et al 2005, Mohr et al 2005) gefunden, d.h., die modellierten Einträge mit der trockenen und der nassen Deposition sind meist höher.

In einem Gebiet in Nordwestdeutschland mit intensiver Viehhaltung und entsprechend hohen NH_3 -Konzentrationen in der Luft (Mohr et al 2005) lag die mit Kronenraummodellen berechnete N-Deposition um $27 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{J})$ niedriger als der mit mikrometeorologischen Methoden ermittelte Gesamteintrag von $57 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{J})$. Dies ist vermutlich auf die Unterschätzung einzelner Teilflüsse des N-Eintrags mit Kronenraummodellen zurückzuführen. Unterschiede zwischen den Ergebnissen von Ausbreitungs- und Depositionsmodellen sowie Kronenraummodellen können sich auch ergeben, weil bei

Ersteren lokale Einflüsse der Orografie nur beschränkt berücksichtigt werden können. Die mit Kronenraummodellen ermittelten Werte stellen wahrscheinlich eher eine konservative Schätzung der Einträge dar, besonders in Gebieten mit hohen Emissionen.

Schlussfolgerungen

In den letzten Jahren wurden erhebliche Anstrengungen zur Reduktion der Emissionen unternommen. Doch trotz der Erfolge der Luftreinhaltepolitik werden die Critical Loads für Stickstoff, also die bestandesspezifisch berechneten, maximal tolerierbaren N-Einträge, auch heute noch auf mehr als 95% der Waldfläche der Schweiz überschritten. Es bedarf daher weiterer Anstrengungen zur Reduktion der N-Emissionen. Dies betrifft sowohl die Emissionen, welche in der Schweiz entstehen, als auch diejenigen aus benachbarten Ländern, die einen Teil der Einträge in der Schweiz ausmachen.

N-Einträge in Wälder über das tolerierbare Mass hinaus haben – je nach Standort – unterschiedliche Auswirkungen: Sie reichern sich an, und sie führen langfristig zur Eutrophierung der Wälder sowie zur Versauerung und Verarmung von Waldböden. Das Monitoring von Zustand und Entwicklung der Wälder bestätigt diese Zusammenhänge prinzipiell, zeigt jedoch auch grosse standörtliche Unterschiede auf. Zur Beurteilung des Ausmasses und zur räumlichen Differenzierung von Gefährdungen für die Wälder der Schweiz müssen langfristige pedologische und standortkundliche Informationen flächenhaft zusammengeführt werden.

Die nationale und internationale Luftreinhaltepolitik benötigt Informationen zu Art und Ausmass und zur räumlichen Verteilung von Emissionen und Depositionen. Nur so können Gebiete mit Grenzwertüberschreitungen identifiziert werden und ist eine Erfolgskontrolle der Massnahmen möglich. Eine sachgerechte und effektive Umweltbeobachtung in Wäldern sollte diesen Anforderungen entsprechen. Zudem sollte sie die Grundlagen liefern für integrierende Auswertungen zum Zustand von Wäldern und im Sinne eines Frühwarnsystems dienen, damit auf Gefährdungen reagiert werden kann. ■

Eingereicht: 15. Februar 2012, akzeptiert (mit Review): 24. Juli 2012

Dank

Wir bedanken uns herzlich bei Beat Rihm von Meteotest für die Berechnungen der Depositionen und die stets unkomplizierte und kollegiale Zusammenarbeit.

Literatur

- BOBBINK R, ASHMORE MR, BRAUN S, FLÜCKIGER W, VAN DEN WYNGAERT I (2003)** Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann B, Bobbink R, editors. Empirical critical loads for nitrogen. Proc Expert Workshop, Berne, 11–13 Nov 2002. Berne: Swiss Agency Environment Forests Landscape. pp. 43–170.
- BRAUN S, RIHM B, FLÜCKIGER W (2012)** Stickstoffeinträge in den Schweizer Wald: Ausmass und Auswirkungen. Schweiz Z Forstwes 163: 355–362. doi: 10.3188/szf.2012.0355
- BREDEMEIER M, MATZNER E, ULRICH B (1990)** Internal and external proton load to forest soils in northern Germany. J Environ Qual 19: 469–477.
- BUWAL (1995)** Vom Menschen verursachte Luftschadstoffemissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010. Bern: Bundesamt Umwelt Wald Landschaft, Schriftenreihe Umwelt 256. 121 p.
- COORDINATION CENTRE FOR EFFECTS (1991)** Mapping critical loads for Europe. Bilthoven: National Institute Public Health Environmental Protection, report 259101003.
- DRAAIJERS GPJ, ERISMAN JW (1995)** A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. Water Air Soil Pollut 85: 2253–2258.
- EU & UNECE (2001)** Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe. Technical Report 2001. Brussels: United Nations Economic Commission for Europe. 172 p.
- FOEN (2011)** Switzerland's Informative Inventory Report 2011 (IIR) – Submission under the UNECE Convention on long-range transboundary air pollution. Berne: Federal Office Environment. 167 p.
- GALLOWAY JN ET AL (2003)** The Nitrogen cascade. BioScience 53: 341–356.
- GESSLER A, RIENKS M, RENNENBERG H (2002)** Stomatal uptake and cuticular adsorption contribute to dry deposition of NH₃ and NO₂ to needles of adult spruce (*Picea abies*) trees. New Phytol 156: 179–194.
- LEVIA DF, FROST EE (2003)** A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. J Hydrol 274: 1–29.
- MEESBURG H, EICHHORN J, MEIWES KJ (2009)** Atmospheric deposition and canopy interactions. In: Brumme R, Khanna PK, editors. Functioning and management of European beech ecosystems. Berlin: Springer. pp. 265–301.
- MEESBURG H, MEIWES KJ, RADEMACHER P (1995)** Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. Water Air Soil Pollut 85: 611–616.
- METEOTEST (2010)** Aktualisierte Stickstoff-Depositionsberechnungen für die Schweiz. ICP-Projekt Mapping Critical Levels/ Loads. Bern: Bundesamt für Umwelt.
- MOHR K ET AL (2005)** Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkung auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi036910.pdf (31.7.2012)
- NYÍRI Á, GAUSS M, KLEIN H (2009)** Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Switzerland. MSC-W Data Note 1/09. http://www.emep.int/publ/reports/2009/Country_Reports/report_CH.pdf (23.8.2012)
- RAMPAZZO N, BLUM W (1992)** Changes in chemistry and mineralogy of forest soils by acid rain. Water Air Soil Pollut 61: 209–220.
- ROGORA M, MOSELLO R, MARCHETTO A (2004)** Long-term trends in the chemistry of atmospheric deposition in Northwestern Italy: the role of increasing Saharan dust deposition. Tellus 56B: 426–434.
- ROTHE A, HUBER C, KREUTZER K, WEIS W (2002)** Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech. Results from the Hölglwald research in comparison with other European case studies. Plant Soil 240: 1–14.

- STEINGRUBER S, COLOMBO L (2010)** Acidifying deposition in Southern Switzerland. Assessment of the trend 1988–2007. Berne: Federal Office Environment, Environmental studies 1015. 82 p.
- SUTTON MA ET AL (2011)** The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives. Cambridge: Cambridge Univ Press. 612 p.
- SVERDRUP & WARFVINGE (1988)** Weathering of primary silicate minerals in the natural soil environment in relation to a chemical weathering model. *Water Air Soil Pollut* 38: 387–408.
- THIMONIER A ET AL (2012)** Dépôts atmosphériques azotés et leurs effets en forêt: un bilan des sites d'observation à long terme. *Schweiz Z Forstwes* 163: 343–354. doi: 10.3188/szf.2012.0343
- THIMONIER A, SCHMITT M, WALDNER P, RIHM B (2005)** Atmospheric deposition on Swiss long-term forest ecosystem research (LWF) plots. *Environ Monit Assess* 104: 81–118.
- ULRICH B (1983)** Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich B, Pankrath J, editors. *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*. Dordrecht: Reidel. pp. 33–45.
- ULRICH B (1986)** Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. *Forstwiss Cent.bl* 105: 421–435.
- UNECE (1979)** Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung. Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE). www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/full%20text/1979.CLRAP.e.pdf (31.7.2012)
- UNECE (2004)** Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. [ftp://ftp.rivm.nl/cce/outgoing/Web/pdfs/Manual/Manual%20UBA%20Texte.pdf](http://ftp.rivm.nl/cce/outgoing/Web/pdfs/Manual/Manual%20UBA%20Texte.pdf) (31.7.2012)
- VAN BREEMEN N, DRISCOLL CT, MULDER J (1984)** Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307: 599–604.
- WITTIG R (1986)** Acidification phenomena in beech (*Fagus sylvatica*) forests in Europe. *Water Air Soil Pollut* 31: 317–323.

Deposition von Luftschadstoffen in der Schweiz: Entwicklung, aktueller Stand und Bewertung

Insgesamt sind die Emissionen von Stickstoff, Schwefel und anderen anthropogenen Luftschadstoffen in der Schweiz seit Beginn der 1980er-Jahre zurückgegangen. Dies ist auf wirkungsvolle Massnahmen in der Luftreinhaltung zurückzuführen. Die Schwefeleinträge in Wälder spielen dank einer Abnahme der Emissionen um mehr als 90% heute kaum noch eine Rolle. Bei den Stickstoffemissionen ist das Bild weniger einheitlich. Sie gingen vor allem dank einer starken Minderung der Stickoxidemissionen aus Verbrennungsprozessen zurück, während bei den Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft eine deutlich geringere Abnahme und seit 2000 ein Verharren auf einem unverändert hohen Niveau verzeichnet wird. Die Einträge in Wälder betragen 2007 durchschnittlich 24 kg Stickstoff und 4.8 kg Schwefel pro ha. Die natürlichen Stickstoffeinträge betragen 1 bis 3 kg pro ha und Jahr. Auf nahezu allen Waldstandorten (>95%) werden die kritischen Belastungsraten für Stickstoffeinträge (Critical Loads) überschritten. Der Stickstoffeintrag besteht zu rund zwei Dritteln aus reduziertem Ammoniumstickstoff aus der Landwirtschaft und zu etwa einem Drittel aus oxidiertem Stickstoff aus Verbrennungsprozessen (Verkehr, Haushalte, Industrie und Gewerbe). Das Versauerungspotenzial der Stickstoff- und Schwefeleinträge in Wälder war 2007 auf vielen Standorten deutlich höher als die Menge der verfügbaren neutralisierenden basischen Kationen (Ca, Mg, K) aus der natürlichen Verwitterung der Minerale und ihrem Eintrag mit Stäuben. Es müssen noch weitere Anstrengungen unternommen werden, um die Belastung von Wäldern durch Stickstoffeinträge langfristig auf ein tolerierbares Mass zu reduzieren.

Dépôts de polluants atmosphériques en Suisse: développement, situation actuelle et appréciation

En Suisse, les émissions d'azote, de soufre ou d'autres polluants atmosphériques anthropogènes ont reculé depuis le début des années 1980 grâce à des mesures efficaces dans le domaine de la protection de l'air. Les émissions de soufre ont par exemple diminué de 90%, si bien que les apports dans les forêts sont devenus quasiment insignifiants. L'évolution des émissions d'azote est moins marquée. Si les émissions d'oxydes d'azote générées lors de processus de combustion ont fortement reculé, celles d'ammoniac issues de l'agriculture ont baissé dans une bien moindre mesure et, depuis 2000, elles stagnent à un niveau élevé. En 2007, les apports moyens annuels d'azote et de soufre dans les forêts se sont élevés à respectivement 24 et 4.8 kg par ha. S'agissant de l'azote, seuls 1 à 3 kg de ces apports sont d'origine naturelle. La quasi-totalité des stations forestières (>95%) présentent des charges d'azote supérieures aux valeurs critiques (Critical Loads). Deux tiers de l'azote sont présents sous forme réduite issus de l'agriculture; le tiers restant se présente sous forme oxydée et est issu de processus de combustion (trafic, ménages, industrie/artisanat). En 2007, le potentiel d'acidification des apports d'azote et de soufre dans les forêts dépassait en de nombreux endroits la capacité de neutralisation des ions basiques (Ca, Mg, K) issus de l'altération naturelle des minéraux ou apportés par les poussières. Des efforts supplémentaires sont nécessaires pour réduire durablement la pollution des forêts par des apports d'azote à un niveau tolérable.